

**UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS**

**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**ESCUELA DE POSTGRADO**

**Diversidad, ecología y análisis biogeográfico de los  
murciélagos del Parque Nacional Cerros de Amotape,  
Tumbes Perú**

**TESIS**

para optar el grado académico de Magister en Zoología con mención en  
Sistemática y Evolución

**AUTOR:**

Richard Eduardo Cadenillas Ordinola

**ASESORES:**

Víctor Raúl Pacheco Torres

Jean Noël Martínez Trouve

**Lima - Perú**

**2010**

**Asesor: Ph. D. Víctor Raúl Pacheco Torres**

**Coasesor: Dr. Jean Noël Martínez Trouve**

*Dedicado a todos y cada uno de las  
personas que participaron en las  
diferentes expediciones, sin su ayuda no  
se podría haber logrado esta  
investigación, especialmente a Liz.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Un especial agradecimiento a los todos los que participaron en las diferentes expediciones; Úrsula Fajardo (expediciones 2004-05), Claudia Chung (expedición 2004), Edith Salas (expediciones 2004-05), Víctor Pacheco (expediciones 2004-05), Sandra Velazco (expedición 2005), Liz Huamaní (expediciones 2006-07), Fanny Cornejo (expediciones 2006-07), Carlos Mendoza (expedición 2006), Jael Odar (expedición 2006), Juan Carlos Jordán (expedición 2006), Mónica Alzamora (expediciones 2006-07), Sídney Novoa (expediciones 2006-07), Carlos Tello (expedición 2007), Carlos Jiménez (expedición 2007), Sandra Mori (expedición 2007), Marina Vargas (expedición 2006-07), Liseth Sáenz (expedición 2006), Rocío Santos (expedición 2006), Rocío Moya (expedición 2007).

Un especial agradecimiento al personal del SERNANP, Tumbes especialmente al jefe de la Reserva de Biósfera del Noroeste Peruano (RBNO), el Ing. Algo Aguirre, por brindarnos todas la facilidades para realizar esta investigación, a los diferentes guardaparques que nos acompañaron, un agradecimiento especial a los Srs. Alan García y Guadalupe Ruedas por toda la logística y el transporte en acémilas.

También agradecer al Dr. Paul Velazco del American Museum of Natural History, Dra. (c) Lucía Luna del Museum of Zoology, University of Michigan; Dr. Víctor Pacheco del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos; Dr. Jean-Noël Martínez del Instituto de Paleontología de la Universidad Nacional de Piura; a todos ellos por dar sus apreciaciones y comentarios sobre esta investigación. También a Jessica Amanzo de la Universidad Cayetano Heredia, Liz Huamaní, Úrsula Fajardo, María Peralta del Departamento de Mastozoología MHN-UNMSN por las observaciones realizadas.

Las diferentes expediciones fueron financiadas por el Instituto de Investigación en Ciencias Biológicas 'Antonio Raimondi' y Consejo Superior de Investigaciones, UNMSM (ICBAR) mediante los proyectos del profesor Víctor Pacheco (CONCON No. 041001081, 051001011, 061001021) y de la profesora

Rosa Martínez (CONCON No.71001231); la Asociación Peruana para la Conservación de la Naturaleza (APECO) y Conservation International (CI) por el programa de becas de investigación María Koepcke otorgado a Richard Cadenillas (No. 16-2006-APECO-CI); y Bat Conservation International (BCI) por la beca otorgada a Richard Cadenillas.

CONTENIDO	pp.
RESUMEN	13
I. INTRODUCCIÓN	16
II. HIPÓTESIS	18
III. OBJETIVOS	18
3.1. <i>Objetivo general</i>	18
3.2. <i>Objetivos específicos</i>	19
IV. MATERIAL Y MÉTODOS	19
4.1. <i>Área de estudio y descripción de hábitat</i>	19
4.2. <i>Métodos de colecta y esfuerzo de muestreo</i>	23
4.3. <i>Abundancia y Diversidad <math>\alpha</math> y <math>\beta</math></i>	24
4.4. <i>Predicción y Saturación de Especies</i>	26
4.5. <i>Diferencias entre Ecosistemas, entre zonas disturbadas y no disturbadas</i>	26
4.6. <i>Análisis de Gradiente</i>	27
4.7. <i>Análisis Biogeográfico</i>	28
4.8. <i>Elaboración de mapas</i>	31
V. RESULTADOS	31
5.1. <i>Caracterización del Hábitat</i>	31
5.2. <i>Riqueza de Especies</i>	33
5.3. <i>Taxonomía de las Especies Registradas</i>	34
5.3.1. Familia Noctilionidae Gray, 1821	34
5.3.2. Familia Phyllostomidae Gray, 1825	35
5.3.3. Familia Thyropteridae Miller, 1907	43
5.3.4. Familia Vespertilionidae Gray, 1821	43
5.3.5. Familia Molossidae Gervais, 1856	45
5.4. <i>Abundancia de las Especies</i>	46
5.4.1. <i>Diferencias de las abundancias relativas entre los hábitats</i>	49
5.5. <i>Abundancia relativa por zonas disturbadas y no disturbadas</i>	51
5.5.1. <i>Diferencia significativas de las abundancias relativas, entre las zonas disturbadas y no disturbadas, por hábitat</i>	56
5.6. <i>Diversidad <math>\alpha</math> y <math>\beta</math></i>	57

5.7.	<i>Similitud entre Ecosistemas</i>	59
5.8.	<i>Predicción de Especies y Saturación</i>	60
5.9.	<i>Análisis de Gradiente</i>	69
5.10.	<i>Patrones Biogeográficos</i>	76
VI.	DISCUSIÓN	82
6.1.	<i>La zona es la más rica del occidente Peruano</i>	82
6.2.	<i>Aún faltan muchos más muestreos en el Parque Nacional Cerros de Amotape (PNCA).</i>	83
6.3.	<i>Las especies comunes A. fraterculus, A. jamaicensis, G. soricina y C. perspicillata.</i>	84
6.4.	El hábitat y las perturbaciones de este, influyen sobre las abundancias.	84
6.5.	<i>El Bosque Tropical del Pacífico (BTP) es el ecosistema más diverso del occidente del país.</i>	85
6.6.	<i>Una inversión de gradiente en los frugívoros</i>	86
6.7.	<i>La fauna Centroamericana está en el occidente de Sudamérica</i>	86
VII.	CONCLUSIONES	89
VIII.	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	92

<u>Índice de Tablas</u>	pp.
Tabla 1. Localidades Evaluadas, mostrando la elevación, coordenadas, días de evaluación, número de redes, hábitat y cuenca a la que pertenecen	21
Tabla 2. Esfuerzo de muestreo realizado en los diferentes hábitat del Parque Nacional Cerro de Amotape	24
Tabla 3. Inventarios utilizados en el análisis biogeográfico de los quirópteros del Parque Nacional Cerros de Amotape	29
Tabla 4. Lista de Especies de murciélagos registrados en el Parque Nacional Cerros de Amotape, por localidad y ecosistema	33
Tabla 5. Número de individuos registrados y abundancia relativa de las especies (de mayor a menor) registradas en el Parque Nacional	47

Cerros de Amotape.

Tabla 6.	Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre los diferentes hábitats (BTP, BSE, ecotono) del Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con tres factores (hábitat), 36 variables (especies) y dos grados de libertad	49
Tabla 7.	Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre el Bosque Tropical (BTP) y Ecotono (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con dos factores (hábitat), 33 variables (especies) y un grado de libertad	50
Tabla 8.	Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre el Bosque Tropical del Pacífico (BTP) y el Bosque Seco Ecuatorial (BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con dos factores (hábitat), 32 variables (especies) y un grado de libertad	50
Tabla 9.	Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre el Bosque Seco Ecuatorial (BSE) y Ecotono (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con dos factores (hábitat), 30 variables (especies) y un grado de libertad	51
Tabla 10.	Comparación de las abundancias relativas de las especies de murciélagos, entre zonas disturbadas y no disturbadas, en el ecotono BTP-BSE, el Bosque Seco Ecuatorial (BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape	52
Tabla 11.	Diferencias significativas de las abundancias relativas entre las zonas disturbadas y no disturbadas del ecotono, Bosque Tropical del Pacífico-Bosque Seco Ecuatorial (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con dos factores (disturbados y no disturbados), 25 variables (especies) y un grado de libertad	56
Tabla 12.	Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre las zonas disturbadas y no	57



disturbadas del Bosque Seco Ecuatorial (BSE). Resultados del ANOVA, con dos factores (disturbados y no disturbados), 16 variables (especies) y un grado de libertad

Tabla 13. Diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y Equidad, por ecosistema en el Parque Nacional Cerros de Amotape	58
Tabla 14. Índices de Similitud entre los diferentes Ecosistemas muestreados en el Parque Nacional Cerros de Amotape	59
Tabla 15. Estimación de especies existentes en el Parque Nacional Cerros de Amotape, por ecosistema y estado de conservación	61
Tabla 16. Lista de especies de murciélagos registrados en el Parque Nacional Cerros de Amotape, por localidad y ecosistema, a lo largo de todas las investigaciones realizadas	68
Tabla 17. Correlación entre la elevación y el número de especies totales, por gremio alimenticio y las abundancias de las especies en el Parque Nacional Cerros de Amotape	70
Tabla 18. Lista de subespecies reconocidas para las laderas occidentales y orientales de los Andes, de las especies registradas en el Parque Nacional Cerros de Amotape.	80

### Índice de Figuras

pp.

Figura 1. Puntos de evaluación de Murciélagos en el Parque Nacional Cerros de Amotape: (1) Campo Verde, Camino a Figueroa; (2) Quebrada Campo Verde; (3) Naranjal, Camino a Campo Verde; (4) Quebrada Los Naranjos; (5) Quebrada Faical; (8) Quebrada Las Pavas; (10) Carrizalillo (I); (11) Carrizalillo (II), Refugio INRENA; (12) Cochas; (13) Yerbales; (14) Quebrada Angostura; (15) Angostura Platanal; (16) Bocana Carrillo.	22
Figura 2 Fenología de las especies vegetales arbóreas en las localidades muestreadas siendo Bosque Tropical del pacífico (Campo Verde y Naranjal), Bosque Seco Ecuatorial (Angostura y Bocana Carrillo) y el ecotono de ambos (Quebrada Faical)	32
Figura 3. Abundancia relativa (ind./10-RN) de las especies de murciélagos, por	48

ecosistema evaluado en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

- Figura 4. Logaritmo de cien veces la Abundancia relativa (ind./10-RN) de las especies de murciélagos, por ecosistema evaluado en el Parque Nacional Cerros de Amotape. 48
- Figura 5. Abundancia relativas (ind./10-RN) de las especies de murciélagos registradas en el ecotono de Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape, comparando zonas disturbadas y no disturbadas 54
- Figura 6. Logaritmo de cien veces la abundancia relativas (ind./10-RN) de las especies de murciélagos registradas en el ecotono de Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape, comparando zonas disturbadas y no disturbadas 58
- Figura 7. Abundancia relativas (ind./10-RN) de las especies de murciélagos registradas en el Bosque Seco Ecuatorial en el Parque Nacional Cerros de Amotape, comparando zonas disturbadas y no disturbadas 55
- Figura 8. Logaritmo de cien veces la abundancia relativas (ind./10-RN) de las especies de murciélagos registradas en el Bosque Seco Ecuatorial en el Parque Nacional Cerros de Amotape, comparando zonas disturbadas y no disturbadas 55
- Figura 9. Dendrograma de similaridad de los ecosistemas, basado en las especies de murciélagos, según el índice de similaridad de Jaccard, de los diferentes ecosistemas muestreados en el Parque Nacional Cerros de Amotape. BTP, Bosque Tropical del Pacífico; BSE, Bosque Seco Ecuatorial; BTP-BSE, ecotono entre el Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial 59
- Figura 10. Dendrograma de similaridad de los ecosistemas, basado en las especies de murciélagos, según el índice de similaridad de Bray-Curtis, en el Parque Nacional Cerros de Amotape. BTP, Bosque Tropical del Pacífico; BSE, Bosque Seco Ecuatorial; BTP-BSE, ecotono entre el Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial 60
- Figura 11. Curva de acumulación de especies de quirópteros, como resultado 61

de 89 días de muestreo, registrando 36 especies, contenidas en 1475 individuos capturados en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

- Figura 12. Curva acumulada de especies de quirópteros, por individuos; como resultado de 89 días de muestreo, registrando 36 especies contenidas en 1475 individuos capturados en el Parque Nacional Cerros de Amotape. 62
- Figura. 13. Curva de especies acumuladas de quirópteros, por 27 días de evaluación, en el ecosistema BTP (Campo Verde y Naranjal), registrando 23 especies contenidos en 162 individuos 63
- Figura 14. Curva de especies acumuladas de quirópteros, por individuos capturados en el ecosistema de BTP (Campo Verde y Naranjal) en 27 días de muestreo registrando 23 especies contenidos en 162 individuos. 63
- Figura 15. Curva acumulada de especies de quirópteros, por días de muestreo (46, en los que se registra un total de 25 especies) en el ecotono BTP-BSE, en la que se muestra la diferencia entre las zonas disturbadas y no disturbadas 65
- Figura 16. Curva acumulada de especies de quirópteros, por individuos capturados (691, en los que se registra un total de 25 especies) en el ecotono BTP-BSE, en la que se muestra la diferencia entre las zonas disturbadas y no disturbadas. 65
- Figura. 17. Curva acumulada de especies de quirópteros, por días de muestreo (16, en los que se registraron 17 especies) en BSE, en la que se muestra la diferencia entre las zonas disturbadas y no disturbadas. 67
- Figura 18. Curva acumulada de especies de quirópteros, por individuos capturados (615, en los que se ha registrado un total de 17 especies) en BSE, en la que se muestra la diferencia entre las zonas disturbadas y no disturbadas. 67
- Figura 19. Regresión entre el número total de especies de murciélagos, versus la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape. 71
- Figura 20. Regresión del número de especies de murciélagos frugívoros con la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape 71
- Figura 21. Regresión del número de especies de murciélagos nectarívoros con 72

la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape

Figura 22. Regresión del número de especies de murciélagos insectívoras con la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape	72
Figura 23. Regresión de la abundancia total de las especies de murciélagos versus la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape.	74
Figura 24. Regresión de la abundancia de las especies de murciélagos frugívoros versus la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape.	74
Figura 25. Regresión de la abundancia de las especies de murciélagos nectarívoros versus la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape.	75
Figura 26. Regresión de la abundancia de las especies de murciélagos insectívoros versus la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape.	75
Figura 27. Inventarios considerados en el Análisis de Parsimonia de Áreas, provenientes de la Tabla 2.	76
Figura 28. Cladograma consenso (regla de mayoría 50%) de dos cladogramas igualmente parsimoniosos, resultado del análisis de 20 localidades con 167 especies. Longitud del clado 446 pasos; índice de consistencia (CI) = 0.3700; índice de homoplasia (HI) = 0.6300; índice de retención (RI) = 0.4718.	78
Figura 29. UPGMA de la distancia euclidiana del análisis de 20 localidades y 167 especies; basado en la presencia y ausencia.	79

<u>Anexo</u>	pp.
Especies vegetales arbóreas presentes en el Parque Nacional Cerros de Amotape	109

## RESUMEN

Durante el presente estudio se han registrado 36 especies, pero con los registros anteriores se reporta un total de 42 especies de murciélagos en el Parque Nacional Cerros de Amotape. Sin embargo, se estima que podrían existir un mínimo de 52 especies. La especie más abundante en todo el parque fue *Artibeus fraterculus* con 4.94 ind/10-RN, pero al separar por hábitats tenemos que *Artibeus jamaicensis* es la más abundante en el BTP (Bosque Tropical del Pacífico) con 0.97 ind/10-RN; en el ecotono BTP-BSE (Bosque Tropical del Pacífico-Bosque Seco Ecuatorial) la especie más abundante es *Artibeus fraterculus* con 6.10 ind/10-RN, y en el BSE (Bosque Seco Ecuatorial) la especie más abundante es también *Artibeus fraterculus* 9.25 ind/10-RN. Se ha observado diferencias significativas en las abundancias de las especies en los hábitats muestreados ( $F = 2.121$ ;  $df = 72$ ;  $p = 0.000240$ ). Se ha encontrado diferencias significativas en las abundancias entre el BTP y el BSE en *Artibeus fraterculus*, *Glossophaga soricina*, *Lophostoma silvicolum*, *Phyllostomus discolor*, *Sturnira luisi*, *Desmodus rotundus*, *Phyllostomus hastatus*, *Lonchophylla hesperia*, *Carollia perspicillata*, *Artibeus jamaicensis* y *Molossus molossus*.

En el análisis sobre si las perturbaciones influenciaban las abundancias de las especies. En el ecotono BTP-BSE, perturbadas y no perturbadas por ganadería, se encontró diferencias significativas en *Artibeus fraterculus* y *Glossophaga soricina* incrementándose su abundancia en las zonas perturbadas. En el BSE, entre las zonas perturbadas y no perturbadas por agricultura, se encontró diferencias significativas en *Lophostoma silvicolum*, *Sturnira luisi*, *Carollia perspicillata*, *Phyllostomus discolor*, *Glossophaga soricina*, *Phyllostomus hastatus* y *Myotis riparius*. Todas estas especies mencionadas incrementan su abundancia en las zonas perturbadas.

La diversidad global es alta ( $H' = 3.12$ ;  $D = 0.79$ ), pero al separarlas por hábitat, el BTP tiene la más alta diversidad ( $H' = 3.82$ ;  $D = 0.96$ ); en el ecotono (BTP-BSE) la diversidad también es alta ( $H' = 2.63$ ;  $D = 0.71$ ); y finalmente, en el BSE la diversidad total fue un poco baja ( $H' = 2.5$ ;  $D = 0.74$ ). Al separar el ecotono en zonas disturbadas y no disturbadas, observamos que en las zonas no

disturbadas la diversidad ( $H' = 2.94$ ;  $D = 0.79$ ) es un poco mayor que en las zonas disturbadas ( $H' = 2.41$ ;  $D = 0.67$ ). En el BSE, las zonas disturbadas presentan una diversidad un poco menor ( $H' = 2.08$ ;  $D = 0.67$ ) que las zonas no disturbadas ( $H' = 2.50$ ;  $D = 0.75$ ).

Las alteraciones tienen influencia en las curvas de acumulación de especies, siendo que en el ecotono BTP-BSE, con el mismo esfuerzo de evaluación en las zonas alteradas, se ha registrado el doble de individuos pero con menor número de especies, que en las zonas no alteradas. En el BSE, aún considerando que las zonas alteradas se han evaluado con menos días, se ha registrado el doble del número de individuos y más especies, que en las zonas no alteradas.

El análisis de la gradiente de elevación mostró que no existe relación entre la elevación y el número de especies a lo largo de la gradiente ( $r = 0.176$ ). Pero al separarlo por gremio alimenticio, se observa que las especies frugívoras tienen una relación moderadamente positiva con la elevación ( $r = 0.58$ ).

El patrón general es a la disminución de la abundancia relativa, conforme se incrementa la elevación ( $r = -0.64$ ). Por gremio alimenticio también presenta la misma tendencia a la disminución conforme se incrementa la elevación ( $r = -0.48$ ;  $r = -0.71$ ;  $r = -0.56$ , para frugívoros, nectarívoros e insectívoros, respectivamente).

Los análisis panbiogeográficos (PAE y UPGMA) demuestran que Tumbes (Parque Nacional Cerros de Amotape) está más relacionado con Centroamérica y con el occidente de Colombia y Ecuador, que con la cuenca Amazónica, formando parte de la región de bosques lluviosos Centroamericanos o bosque lluvioso trasandino, a lo que otros autores llaman región Caribeña. Esta relación de las áreas es coincidente con la filogeografía de muchas de las especies registradas, como *Artibeus sensu stricto*, el género *Platyrrhinus* y las especies *Uroderma bilobatum*, *Carollia perspicillata*, *Glossophaga soricina*. También se han registrado especies endémicas de esta región biogeográfica como *Artibeus jamaicensis*, *Artibeus ravenus*, *Artibeus fraterculus*, *Lonchophylla hesperia*, *Sturnira luisi*, *Platyrrhinus matapalensis*, *Rhogeessa velilla*. Así mismo, se han registrado 17

especies con subespecies reconocidas que son propias de subregión Caribeña, demostrando que el Parque Nacional Cerros de Amotape es el límite sur de la subregión Caribeña, presente en Perú.

### Abstract

We report 36 bat species from Parque Nacional Cerros de Amotape, but summary all the previous record the bat species from this place are 42, but with other assessment from near zones the bat species diversity will be 52.

The most abundance bat was *Artibeus fraterculus* 4.94 ind/10-RN, but by habitat, *Artibeus jamaicensis* was the most abundance in the Pacific Tropical Rainforest (PTR) with 0.97 ind/10-RN, in the ecotono (Pacific Tropical Rainforest-Equatorial Dry Forest) the most abundance specie was *Artibeus fraterculus* with 6.10 ind/10-RN, and on the Equatorial Dry Forest the most abundance specie was *Artibeus fraterculus* with 9.25 ind/10-RN. We found significance different in the abundance between the habitat ( $F = 2.121$ ;  $df = 72$ ;  $p = 0.000240$ )

To study the similarity of the bat fauna of the Pacific Tropical forests of Northwestern Peru with other Neotropical lowland rainforests, we reviewed the distribution of 167 species from 20 localities: three in Central America, 12 on the Amazonian basin, and five from the western Andes using a Parsimony Analysis of Endemicity (PAE) and a UPGMA. Both analyses support that bat fauna of the Pacific Tropical forests is more similar to bat fauna from Central America than to the Amazonian basin; in agreement with results based on birds (Cracraft & Prum, 1988), and beetles (Morrone, 2006); supporting as well the Caribbean subregion of Morrone (2006). Our results concur with molecular analyses on the genus *Artibeus*, *Glossophaga*, *Carollia*, and *Uroderma*, that suggest that the Andean cordillera is a great vicariant barrier, and that Central American taxa are more related to Western versant rather than Eastern versant taxa. In northwestern Peru, 42 species were reported, including nine endemics to the Caribbean subregion (*Lonchophylla hesperia*, *Artibeus fraterculus*, *A. jamaicensis*, *Artibeus rufus*, *Platyrrhinus matapalensis*, *Amorphochilus schnablii*, *Eptesicus innoxius*, and *Rhogeessa velilla*); and 17 species with subspecies different to those from the Amazonian basin (*Noctilio leporinus*, *Chrotopterus auritus*, *Lophostoma silvicolu*, *Mimon crenulatum*, *Phyllostomus hastatus*, *P. discolor*, *Desmodus rotundus*, *Anoura geoffroyi*, *Glossophaga soricina*, *Carollia perspicillata*, *A. lituratus*, *Chiroderma villosu*, *Uroderma bilobatum*, *Lasiurus blossevillii*, *L. ega*, *Myotis nigricans*, and *Molossus molossus*). Tumbes, in Perú, represents the southern border of the Caribbean subregion.

## I. INTRODUCCIÓN

La región biogeográfica del Bosque Seco Ecuatorial (presente sólo en el suroccidente del Ecuador y noroccidente del Perú), es una de las más peculiares, ya que, estando en el lado occidental de los Andes, tiene una biota de tipo amazónico que incluye: cetico, palmeras, mata-palo, sajinos y tigrillos (Zamora-Jimeno, 1996). Es un ecosistema sumamente amenazado, que se encuentra protegido en el Parque Nacional Cerros de Amotape. En esta zona encontramos bosques del tipo: ralo caducifolio, denso caducifolio y denso perennifolio (Ponte, 1998). Aunque la fauna es predominantemente de origen amazónico (Cabrera y Willink, 1980; Brack, 1986), algunos grupos taxonómicos estudiados (ej. mariposas, roedores, murciélagos, primates) muestran más afinidades con la fauna de la vertiente occidental del Ecuador que con la Amazonía propiamente dicha (Lamas, 1976; Patterson *et al.*, 1992). Voss y Emmons (1996) denominan “Bosques Lluviosos Transandinos” a este ecosistema, por presentar una fauna tropical semejante al Bosque Tropical Amazónico pero al otro lado de los Andes.

Muchas especies comunes al bosque seco ecuatorial y al bosque amazónico (e.j. *Cebus albifrons*, *Leopardus pardalis*, *Lontra longicaudis*), son reconocidas como taxa distintos a nivel de subespecie, pero podrían resultar especies válidas después de aplicar técnicas de mayor resolución como conteo y bandeo cromosómico (Córdova, 1999) y secuenciación del gen del citocromo-*b* del ADN mitocondrial (Geise *et al.*, 2001; Baker y Bradley, 2006). En consecuencia el Bosque Seco Ecuatorial y el Bosque Tropical en Tumbes, tienen una biodiversidad y complejidad aún no determinada con exactitud.

Es muy probable que la parte norte del Parque Nacional Cerros de Amotape (PNCA) sea uno de los pocos relictos de Bosque Tropical del Pacífico en el Neotrópico, ya que en Ecuador la deforestación es intensa (Wust, 1998; Pacheco *et al.*, 2007) y no hay otra zona igual en Perú. El estudio completo de la biodiversidad en el PNCA es urgente. Debido al deterioro del ecosistema y la fragmentación de sus hábitats, muchas especies como el mono coto negro *Alouatta palliata* y la nutria *Lontra longicaudis* están en peligro de extinción. Un mayor conocimiento de la diversidad es crucial, especialmente de los



micromamíferos (roedores, murciélagos y pequeños marsupiales), porque son los que incrementan la biodiversidad y el endemismo local (Pacheco, 2002), los cuales a su vez proveen un sustento fuerte para la conservación de áreas.

La mayoría de los trabajos realizados en el Parque Nacional Cerros de Amotape en cuanto a mamíferos, se han enfocado hacia la elaboración de inventarios (Thomas y Thomas 1977; Koopman, 1978; Graham y Barkley 1984; Rodríguez 1998; Pacheco *et al.*, 2007). Los trabajos sobre abundancia de las especies en esta zona son referidos a primates (Cook y Encarnación 1995; Encarnación y Cook 1998; Alzamora 2005, 2006).

Los resultados presentados aquí, son los primeros referidos a la diversidad y abundancia de las especies de murciélagos presentes en el parque. No sólo se describe la abundancia de las especies sino también se compara ésta entre los diferentes hábitats del parque (Bosque Tropical del Pacífico, Bosque Seco Ecuatorial y el ecotono de ambos) y entre zonas disturbadas y no disturbadas. No sólo se evalúa la abundancia de las especies de murciélagos, sino la diversidad alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ). Un análisis de la diferencia significativa de la abundancia de las especies entre las zonas alteradas y no alteradas, nos ayudó a distinguir cuáles de las especies presentes en el parque son oportunistas y soportan la presión antrópica.

Se realizó un análisis de gradiente, para probar patrones de distribución interna y se realizó un análisis biogeográfico (PAE, UPGM) analizando patrones de distribución global.

## **II. HIPÓTESIS**

Una de las hipótesis que se maneja aquí, es que el Bosque Tropical del Pacífico es un ecosistema totalmente diferente al Bosque Seco Ecuatorial, ya sea en la composición y abundancia de las especies de murciélagos.

Otras de las hipótesis que se probó es que la perturbación antrópica puede influir sobre las comunidades de murciélagos, modificando su composición y su abundancia.

Otra hipótesis que se maneja fue, la inversión de patrón de distribución de las especies, por lo general el número de especies de murciélagos decrecerá conforme se incrementa la elevación, en este caso se espera lo contrario, que el número de especies se incremente con la elevación ya que se pasa de zonas secas a húmedas.

Una de las hipótesis relacionada a la gradiente de especies es que no se cumple la regla de Stevens, quien menciona que las especies únicas que se encuentran en las zonas más altas, tienen un rango de elevación bastante amplio. Esperamos que las especies que estén en las zonas más altas sean propias de estas partes.

La hipótesis principal de la investigación es analizar el patrón biogeográfico de las especies de murciélagos del Parque Nacional Cerros de Amotape, es decir si la fauna de quirópteros del occidente de Sudamérica está más relacionada con Centroamérica, que con la cuenca Amazónica.

## **III. OBJETIVOS**

### *3.1. Objetivo general*

Conocer las especies de murciélagos del Parque Nacional Cerros de Amotape, tanto su abundancia como biogeografía.

### 3.2. *Objetivos específicos*

Observar si existe diferencia significativa en las comunidades de murciélagos del Parque Nacional Cerros de Amotape, por hábitat y por zonas disturbadas y no disturbadas.

Predecir el número de especies existente en el Parque Nacional Cerros de Amotape, total, por hábitat, y analizar cómo las perturbaciones afectan las predicciones.

Observar el patrón de distribución interno de las especies de murciélagos a lo largo de una gradiente de elevación y ver cómo cambian las especies a lo largo de ésta.

Analizar el patrón biogeográfico de la comunidad de murciélagos del Parque Nacional Cerros de Amotape, para observar si estas especies están más relacionadas con Centroamérica que con Sudamérica.

## **IV. MATERIALES Y MÉTODOS**

### 4.1. *Área de estudio y descripción de hábitat*

El Parque Nacional Cerros de Amotape pertenece a la ecorregión del Bosque Tropical del Pacífico (Zamora-Jimeno, 1996) y a la Provincia Biogeográfica Bosque Seco Ecuatorial (CDC-UNALM, 1991). La zona norte del Parque se encuentra ubicada en la provincia de Zarumilla, departamento de Tumbes. Los bosques en la zona desde el Caucho – Campo Verde, son formaciones colinosas ubicadas en la cuenca del río Zarumilla. Mientras que los bosques de la quebrada Angostura pertenecen a la cuenca del río Tumbes. El lugar exhibe dos tipos de bosque: El bosque seco tropical (El Tutumo y Cabo Inga) presente en las partes bajas, con vegetación mayormente herbácea-arbustiva y el bosque húmedo tropical del Pacífico (Campo Verde y El Caucho) presentes desde las colinas bajas hasta arriba de los 1000 msnm,

caracterizándose por una densa vegetación, con árboles de hasta 25 m y vegetación arbustiva densa en el sotobosque. El clima es por lo general cálido, con temperaturas superiores a 24 °C durante la mayor parte del año. Se distingue una época seca y una húmeda. La precipitación media anual es de 610.9 mm.

La evaluación de la diversidad de murciélagos del Parque Nacional Cerros de Amotape se realizó en ocho zonas, con una a cuatro localidades de muestreo (Tabla 1, Figura 1).

Dos zonas en el Bosque Tropical del Pacífico (BTP):

A) Campo Verde con dos localidades, la quebrada Campo Verde (570 m) y el camino entre Campo Verde y Cotrina (799 m), (Tabla 1).

B) Naranjal, con dos localidades, la quebrada los Naranjos o quebrada de la Vaca (550 m) y el camino entre Naranjal y Campo Verde (780 m), (Tabla 1).

Cuatro zonas fueron evaluadas en el ecotono Bosque Tropical del Pacífico-Bosque Seco Ecuatorial (BTP-BSE):

C) Faical, con las localidades específicas, de la propia quebrada Faical (347 m), la quebrada de Las Pavas (334 m), la quebrada La Unión (350 m) y la estación biológica Faical (350 m) (Tabla 1).

D) Carrizalillo, con dos localidades una llamada Carrizalillo en la margen izquierda del Río Zarumilla (173 m), la otra en la misma margen de este río, pero dos kilómetros hacia abajo cerca del refugio del INRENA (125 m), (Tabla 1).

E) Cochas, zona transicional entre bosque seco y bosque tropical con una elevación de 664 m.

F) Yerbales, zona transicional entre bosque seco y bosque tropical con una elevación de 700 m, (Tabla 1).

Dentro del Bosque Seco Ecuatorial (BSE) se evaluaron dos zonas:

G) Angostura, con dos localidades de evaluación: Quebrada Angostura (74 m), siendo bosque seco del tipo ceibal-algarrobal, y la otra localidad dentro de Angostura, fue un cultivo de plátano, a 68 m (Tabla 1)

H) Bocana Carrillo, a 60 m de elevación, ubicado en la margen izquierda del río Tumbes, este es un bosque seco de *Prosopis* (algarrobo) con una sola localidad del mismo nombre (Tabla 1).

Para la descripción del hábitat se realizaron dos transectos hacia el interior del bosque de 100 m de largo, por cada localidad. A lo largo de cada transecto se tomó la altura y el diámetro a la altura de pecho (DAP) de las especies vegetales arbóreas representativas de cada hábitat. Estos datos nos permitieron elaborar un perfil vegetal en cada hábitat (Figura 2). En el anexo 1 se muestra la altura promedio y el DAP promedio de las especies arbóreas presentes en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

Tabla 1. Localidades Evaluadas, mostrando la elevación, coordenadas, días de evaluación, número de redes, hábitat y cuenca a la que pertenecen

Zona	Localidad	Latitud	Longitud	Elevación (m)	Días Muestreo	Número Redes	Ecosistema	Cuenca
(A) Campo Verde	(1) Campo Verde, Camino a Figueroa	-3.84	-80.16639	799	9	10	BTP	Zarumilla
(A) Campo Verde	(2) Quebrada Campo Verde	-3.84556	-80.18639	570	9	10	BTP	Zarumilla
(B) Naranjal	(3) Naranjal, Camino a Campo Verde	-3.84361	-80.19694	780	9	10	BTP	Zarumilla
(B) Naranjal	(4) Quebrada Los Naranjos	-3.8375	-80.19583	550	9	10	BTP	Zarumilla
(C) Faical	(5) Quebrada Faical	-3.82222	-80.25833	347	12	10	BTP-BSE	Zarumilla
(C) Faical	(6) Estación Biológica Faical	-3.82222	-80.25833	350	9	10	BTP-BSE	Zarumilla
(C) Faical	(8) Quebrada Las Pavas	-3.82861	-80.25778	334	8	10	BTP-BSE	Zarumilla
(C) Faical	(9) Quebrada La Unión	-3.82292	-80.2615	340	4	5	BTP-BSE	Zarumilla
(D) Carrizalillo	(10) Carrizalillo (I)	-3.743802	-80.19016	173	6	10	BTP-BSE	Zarumilla
(D) Carrizalillo	(11) Carrizalillo (II), Refugio INRENA	-3.732418	-80.18627	125	6	10	BTP-BSE	Zarumilla

Tabla 1. Localidades Evaluadas, mostrando la elevación, coordenadas, días de evaluación, número de redes, hábitat y cuenca a la que pertenecen (*Continuación*)

(E) Cochas	(12) Cochas	-3.85	-80.31	664	7	17	BTP-BSE	Tumbes
(F) Yervales	(13) Yervales	-3.81	-80.33	700	6	15	BTP-BSE	Tumbes
(G) Angostura	(14) Quebrada Angostura	-3.75639	-80.3875	74	9	10	BSE- <i>Cb</i>	Tumbes
(G) Angostura	(15) Angostura Platanal	-3.75917	-80.38222	68	9	10	BSE- <i>Pr</i> (alt)	Tumbes
(H) Bocana Carrillo	(16) Bocana Carrillo	-3.813784	-80.48629	60	3	15	BSE- <i>Pr</i>	Tumbes

BTP: Bosque Tropical del Pacífico; BSE: Bosque Seco Ecuatorial; BTP-BSE: zona transicional entre el Bosque Tropical de Pacífico y el Bosque Seco Ecuatorial; BSE-*Cb*: Bosque Seco Ecuatorial de *Ceiba*; BSE-*Pr*: Bosque Seco Ecuatorial de *Prosopis*; alt: zona alterada (sembrío de plátano)

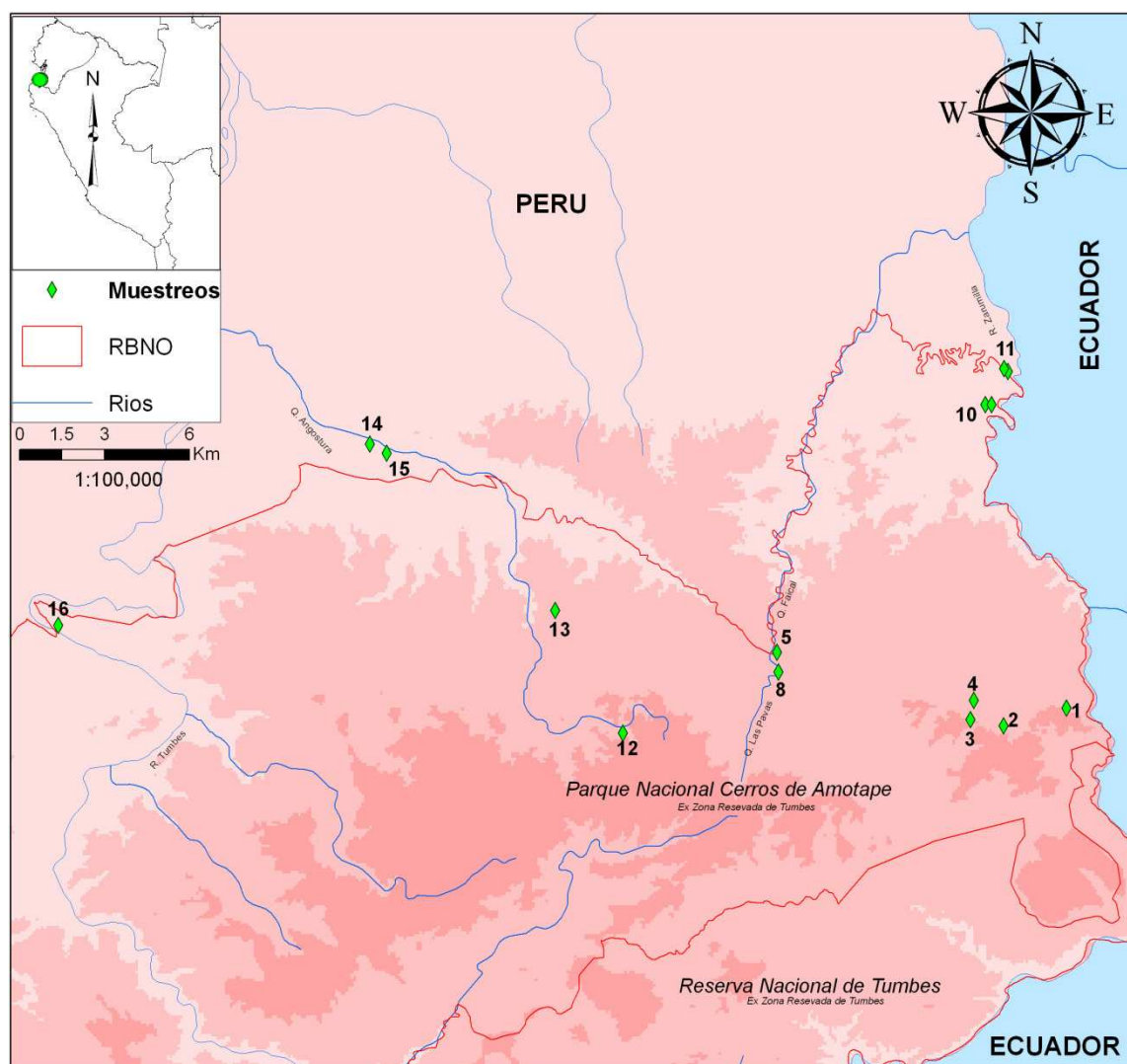


Figura 1. Puntos de evaluación de Murciélagos en el Parque Nacional Cerros de Amotape: (1) Campo Verde, Camino a Figueroa; (2) Quebrada Campo Verde; (3) Naranjal, Camino a Campo Verde; (4) Quebrada Los Naranjos; (5) Quebrada Faical; (8) Quebrada Las Pavas; (10) Carrizalillo (I); (11) Carrizalillo (II), Refugio INRENA; (12) Cochas; (13) Yervales; (14) Quebrada Angostura; (15) Angostura Platanal; (16) Bocana Carrillo.

#### 4.2. *Métodos de colecta y esfuerzo de muestreo*

Para la captura de quirópteros se utilizaron entre cinco a 17 redes de niebla de 12 x 2.6 m, colocadas entre tres a 12 noches por localidad evaluada (Tabla 1); y ubicadas en sitios considerados óptimos como: vías de vuelo, posibles refugios y áreas de forrajeo (Simmons y Voss, 1998); en el sotobosque y en pocos casos en el dosel arbóreo. Las redes permanecieron abiertas desde las 18:00 h hasta las 23:00 h y revisadas cada media hora. Las redes fueron cambiadas de ubicación a la mitad del período de evaluación en todos los puntos de evaluación para evitar que los murciélagos se familiaricen con las mismas.

En la zona de estudio se han acumulado un total de 89 días de evaluación con 197 redes haciendo un total de 1184 redes-noche (Tabla 2). Para los fines de la investigación, el esfuerzo de muestreo fue calculado por hábitat para analizar las diferencias entre ellos, y también por zonas perturbadas y no perturbadas. Los esfuerzos de captura variaron de acuerdo al número de días y redes utilizados por cada ecosistema. El ecotono (BTP-BSE) fue el que tuvo mayor esfuerzo con 46 días, 92 redes y 569 redes-noche, seguido del BTP con 27 días, 60 redes y un total de 360 redes-noche y finalmente el BSE con 16 días de colecta, 65 redes haciendo un total de 240 redes-noche. La diferencia de esfuerzo de captura se debe primordialmente a la poca extensión de BTP, representado relativamente grande en los mapas, pero en la realidad la mayoría de las zonas son hábitats transicionales entre los ecosistemas húmedos y los secos BTP-BSE. Finalmente, las zonas secas BSE tienen menor esfuerzo de colecta porque se le dio prioridad a las zonas más húmedas.

Se separó también el esfuerzo de captura por estado de conservación del ecosistema dividido en disturbado o no. En el ecotono BTP-BSE en la zonas disturbadas por ganadería, se han muestreado 25 días y colocado 42 redes haciendo un total de 329 redes-noche, mientras que en las zonas no disturbadas de este ecotono se muestreó 18 días con un total de 40 redes haciendo 210 redes-noche. Dentro del BSE también fue dividido en disturbado y no disturbado, muestreando en la zona alterada 9 días con 30 redes, haciendo un total de 90

redes-noche, y en la zona no alterada se muestrearon 13 días con 30 redes haciendo un total de 130 redes-noche (Tabla 2).

Tabla 2. Esfuerzo de muestreo realizado en los diferentes hábitats del Parque Nacional Cerro de Amotape

	Días	Redes	Redes-Noche	Impacto
<b>Total</b>	<b>89</b>	<b>197</b>	<b>1184</b>	
<b>BTP (Total)</b>	<b>27</b>	<b>60</b>	<b>360</b>	
<b>BTP-BSE (Total)</b>	<b>46</b>	<b>92</b>	<b>569</b>	
BTP-BSE (No Alterado)	18	40	210	<b>Ganadería</b>
BTP-BSE (Alterado)	25	42	329	
<b>BSE (Total)</b>	<b>16</b>	<b>65</b>	<b>240</b>	
BSE (No Alterado)	13	30	130	<b>Agricultura</b>
BSE (Alterado)	9	30	90	

#### 4.3. Abundancia y Diversidad $\alpha$ y $\beta$

La abundancia relativa de las especies de quirópteros fue estimada mediante la suma de los individuos colectados y liberados, entre el número de redes-noche (número de redes por el número de noches), siempre expresada en unidades de 10-redes-noche (10-RN); para lo cual el número de individuos de cada especie debe multiplicarse por 10 (García, 1998).

$$Ab. rel (10-redes-noche) = \frac{10 n_i}{(\#redes)(\#noches)}$$

El número de individuos por especie fue utilizado para el cálculo de la densidad relativa ( $p_i$ ), que es la proporción de la especie  $i$  en el total de las especies. Esto nos sirve para estimar posteriormente los índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y el de Simpson ( $D$ ). El primero mide la incertidumbre de predecir cuál será la siguiente especie a capturar, mientras que el segundo mide la probabilidad de que el siguiente individuo a capturar sea de diferente especie al anterior (Krebs, 1985).

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2(p_i)$$

Donde,

$H'$ : Índice de diversidad de Shannon-Wiener.

$p_i$ : Densidad relativa de la especie  $i$  ( $p_i = \frac{n_i}{N}$ ).



S: Número de especies encontradas.

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S (p_i)^2$$

Donde,

D: Índice de Diversidad de Simpson.

También se calcularon los valores máximos de Shannon-Wiener y de Simpson, es decir que en condiciones de máxima uniformidad, cuando todas las especies tienen el mismo número de individuos, cómo sería la diversidad. Estos valores de máxima diversidad nos sirvieron para calcular la equidad para cada uno de los índices de diversidad con la finalidad de observar qué proporción de la diversidad potencial hemos registrado (Krebs, 1985).

$$H'_{\max} = \log_2 S \quad H'_{\max}: \text{Índice de Shannon-Wiener en máxima uniformidad.}$$

$$D_{\max} = 1 - \frac{1}{S} \quad D_{\max}: \text{Índice de Simpson en máxima uniformidad.}$$

$$E_{H'} = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Donde:

$E_{H'}$ : Equidad del Índice de Shannon-Wiener.

$$E_D = \frac{D}{D_{\max}}$$

$E_D$ : Equidad del Índice de Simpson.

Para observar las similitudes entre los tipos de hábitat muestreados se utilizó el índice de *Jaccard* y el de *Bray-Curtis*; el último toma además de la presencia de las especies, el número de individuos compartidos donde las diferencias entre las muestras siempre son positivas (Magurran, 1988; Moreno, 2001).

$$J = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde,

J = Índice de Similitud de Jaccard

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

$$B = \frac{\sum_{i=1}^S |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum_{i=1}^S [X_{ij} + X_{ik}]}$$

Donde:  
 $B$  = medida de Bray-Curtis entre las muestras  $j$  y  $k$   
 $X_{ij}$  = número de individuos de la especie  $i$  en la muestra  $j$   
 $X_{ik}$  = número de individuos de la especie  $i$  en la muestra  $k$   
 $S$  = número de especies

#### 4.4. Predicción y Saturación de Especies

Se utilizó un método no paramétrico, ya que los esfuerzos de muestreo son diferentes y en diferentes épocas del año, donde se recomienda aleatorizar los muestreos para la construcción de las curvas de acumulación de especies (Colwell y Coddington, 1994). Para esto usamos el programa EstimateS (Colwell, 2006). Además, por ser un análisis no paramétrico, usaremos el estimador *Chao*<sub>1</sub> clásico (Chao, 1984) para predecir el número de especies probables en la zona.

$$Chao_1(\text{clásico}) = \frac{S_{obs}}{S_1^*}$$

Donde,  
 $S_{obs}$  = Número de especies observadas.  
 $S_1^*$  = Número de especies estimadas.

$$S_1^* = S_{obs} + \left( \frac{a^2}{2b} \right)$$

Donde,  
 $S_1^*$  = Número de especies estimadas.  
 $S_{obs}$  = Número de especies observadas.  
 $a$  = Número de *singletons* (especies que sólo aparecen una vez con un individuo)  
 $b$  = Número de *doubletons* (especies que aparecen dos veces con un individuo cada vez)

#### 4.5. Diferencias entre Ecosistemas, entre zonas disturbadas y no disturbadas

Para observar las diferencias entre los diferentes ecosistemas evaluados, se realizó un análisis de varianza (ANOVA), considerando los bosques como factores, las especies como variables y los días de evaluación en cada bosque como las réplicas independientes del análisis. Los datos usados en la búsqueda de las diferencias significativas fue la abundancia relativa. También se realizó el

mismo análisis pero para buscar las diferencias entre las zonas disturbadas y no disturbadas, por cada ecosistema.

#### 4.6. *Análisis de Gradiente*

Se correlacionó el número de especies totales y por gremio alimenticio (según Gardner, 1977) con la elevación de cada punto de muestreo para examinar si el número de especies totales y por gremio alimenticio depende de la elevación. Finalmente, se correlacionó también la abundancia relativa de las especies más abundantes con la elevación, para observar si la abundancia de las especies depende de la elevación en el PNCA.

Se utilizó la correlación lineal de Pearson, que varía en el intervalo  $<-1, +1>$

$$r = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y}$$

Donde  $\sigma_{xy}$  es la covarianza de  $(x,y)$  y  $\sigma_x$  y  $\sigma_y$  las desviaciones típicas de las distribuciones marginales.

Si  $r = 1$ , existe una correlación positiva perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables denominada relación directa: cuando una de ellas aumenta, la otra también lo hace en proporción constante.

Si  $0 < r < 1$ , existe una correlación positiva.

Si  $r = 0$ , no existe relación lineal. Pero esto no necesariamente implica que las variables son independientes: pueden existir todavía relaciones no lineales entre las dos variables.

Si  $-1 < r < 0$ , existe una correlación negativa.

Si  $r = -1$ , existe una correlación negativa perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables llamada relación inversa: cuando una de ellas aumenta, la otra disminuye en proporción constante.

#### 4.7. *Análisis Biogeográfico*

Las relaciones del bosque de Tumbes con otros bosques neotropicales fue evaluada mediante el uso del método del análisis parsimonioso de distribución (Parsimony Analysis of Distribution, PAD) de Trejo-Torres y Ackerman (2001), el cual deriva del PAE (Parsimony Analysis of Endemicity, PAE) de Rosen (1988) donde también son incluidas las especies no endémicas. Las unidades operativas geográficas (Operative Geographical Units, OGU) son las localidades y los caracteres son las especies. Se asumió que todas las especies tienen el mismo peso y que las transformaciones son reversibles y desordenadas. Se optimizó las transformaciones con el ACCTRAN (aceleración de las transformaciones) para obtener el mínimo de pasos, pero no asumimos un *outgroup* ancestral con todas las especies ausentes o en cero como lo propuesto por Rosen (1998) ni tampoco que las ramas terminales sean las últimas localidades donde se han dispersado las especies.

Se argumenta que el PAE puede ser usado como un método alternativo multivariante diferente a los fenéticos de agrupamiento por similitud global Rosen (1992). La matriz fue analizada en el programa PAUP\* 4.0b10 para Windows (Swofford, 1998), el criterio de búsqueda utilizado fue de parsimonia y el tipo de búsqueda fue Heurística con 10 mil replicaciones, utilizando TBR (tree bisection-reconnection) para pasar de un grupo de árboles al otro.

Un segundo método fue buscar las relaciones entre los diferentes bosques, utilizando el método de agrupamiento UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean; método de agrupamiento no pesado mediante la media aritmética) de Sneath y Sokal (1973), que emplea un algoritmo de agrupamiento secuencial, en el cual las relaciones topológicas locales son identificadas en el orden de la semejanza. El dendrograma se estructura de una manera gradual, primero identificando entre todos los OGUs, los que son más similares el uno al

otro, después tratan éstos como un nuevo OGU y busca cuál de los restantes OGUs es el más próximo y así sucesivamente. Se utilizó el programa Statistica 7.

Su fórmula general es:

$$S_{j(k)} = \frac{(\sum S_{jk})}{mn}$$

Donde :  $S_{j(k)}$  es la similitud entre los *clusters*  $j$  y  $k$ ;  $m$  es el número de los valores del *cluster*  $k$ ,  $S_{jk}$  son los coeficientes de similitud entre cada uno de los  $j$  y de los  $k$

En el análisis biogeográfico se utilizaron inventarios completos publicados, agregándose los de esta investigación más la compilación de la Tabla 16. Se procuró que todas las listas sean de ecosistemas lluviosos por debajo de los 1000 m, haciendo filtros y cortes a ellas si lo fuera necesario (Tabla 3). Se añadió a este análisis, el bosque seco de ceibo del coto de caza “El Angolo” (Cadenillas *et al.*, 2008) por pertenecer al extremo sur de la Cordillera de los Amotapes, entre los 600 y 900 m.

La taxonomía de las especies incluidas en el análisis fue siguiendo las revisiones de Simmons (2005), Velazco (2005), Larsen *et al.* (2007), Solari y Baker (2006), Gardner (2007a) McLellan y Koopman (2007), Marques-Aguilar (2007a,b), Eger (2007), Pacheco *et al.* (2009), entre otros (Tabla 3) y actualizando los nombres de las especies de estos inventarios. No se incluye el nivel subespecie en el análisis.

Tabla 3. Inventarios utilizados en el análisis biogeográfico de los quirópteros del Parque Nacional Cerros de Amotape

Localidad	Longitud	Latitud	Descripción
Chajul	-90.95	16.10	Estación Biológica en el estado de Chiapas, México muy cerca a la frontera con Guatemala (Medellín, 1993; Voss y Emmons, 1996)
La Selva	-83.98	10.43	Estación Biológica en la provincia de Heredia, Costa Rica (Voss y Emmons, 1996)
Barro Colorado	-79.85	9.15	Estación Biológica en la zona del canal de Panamá, en el centro de Panamá (Voss y Emmons, 1996; Kalko <i>et al.</i> , 1996)
Itacama	-61.17	7.75	La Reserva Forestal del Itacama en los estados de Delta Amacuro y Bolívar, Venezuela (Ochoa, 1995; Voss y Emmons, 1996)

Tabla 3. Inventarios utilizados en el análisis biogeográfico de los quirópteros del Parque Nacional Cerros de Amotape (*Continuación*).

Piste St. Éliete	-53.07	5.30	Estación Biológica (también conocida como "ECEREX") en el norte de la Guyana Francesa (Brosset y Charles-Dominique, 1990; Masson y Cosson, 1992; Voss y Emmons, 1996)
Paracou	-52.92	5.28	Simmons y Voss (1998)
Arataye	-52.67	4.08	Combinación de los datos de dos estaciones Biológicas
	-52.70	4.03	Saut Pararé y Les Nouragues en el este de la Guyana Francesa (Voss y Emmons, 1996)
Cunucunuma	-65.77	3.65	Combinación de dos inventarios de la "Culebra" y
	-65.80	3.53	"Acaraña" sobre el Río Cunucunuma en el territorio federal Venezolano de Amazonas (Voss y Emmons 1996)
El Chocó	-76.93	5.28	Selección de los registros por debajo de los 1000 m en el departamento de Chocó, Colombia (Muñoz-Saba y Alberico, 2004).
Valle del Cauca	-77.29	2.92	Selección de los registros por debajo de los 1000 m en el departamento de Cauca, Colombia (Muñoz-Saba y Alberico, 2004).
Cordillera de la Costa	-79.59	0.88	Muestreos realizados a lo largo de la Cordillera de la
	-79.78	0.59	Costa en las regiones de Esmeraldas y Manabí en
	-79.88	0.10	Ecuador (Albuja, 1992)
Manaus	-60.02	-3.13	Cerca a la confluencia de los Ríos Negro y Solimões en el estado de Amazonas, Brasil (Reis y Paracchi, 1987; Voss y Emmons, 1996)
Rio Xingu	-52.37	-3.65	En la Cuenca baja del Río Xingu en el estado de Pará (Voss y Emmons, 1996)
Tumbes	-80.18	-3.73	Norte de la sección Peruana de la Cordillera de los
	-80.31	-3.85	Amotapes, departamento de Tumbes, Perú. Estas coordenadas provienen de los puntos más extremos tomados de la Tabla 1.
Allpahuayo-Mishana	-73.42	-3.97	Reserva Nacional a 25 Km de Iquitos, departamento de Loreto, Perú (Hice <i>et al.</i> , 2004).
El Angolo	-80.67	-4.26	Extremo sur de la sección peruana de la Cordillera de los
	-80.69	-4.29	Amotapes, departamento de Piura, Perú (Cadenillas <i>et al.</i> , 2008)
	-80.77	-4.29	
Jenaro Herrera	-73.22	-4.92	Estación Biológica en la margen derecha del Río Ucayali, departamento de Loreto, Perú (Ascorra <i>et al.</i> , 1993; modificado por Tello <i>et al.</i> , 2008)
Balta	-71.22	-10.13	Río Curanja en el departamento de Ucayali, Perú (Voss y Emmons, 1996)
Manu	-71.39	-11.84	Reserva de Biósfera del Manu, cuenca del río Madre de
	-71.32	-11.85	Dios, departamento de Madre de Dios, Perú, puntos por
	-71.28	-11.95	debajo de los 1000 m (Solari <i>et al.</i> , 2006).
	-71.23	-11.99	
	-71.21	-12.02	
	-71.02	-12.19	
	-70.90	-12.25	
Cuzco Amazónico	-69.05	-12.55	Río Madre de Dios, departamento de Madre de Dios, Perú. (Voss y Emmons, 1996)

#### 4.8. *Elaboración de mapas*

Todos los mapas presentados (Figura 1 y 20) fueron elaborados con el programa ArcMap 9.2, utilizando coordenadas en grados decimales y la proyección Mercator (proyección cartográfica cilíndrica) WGS84 (World Geodetic System 84, Sistema Geodésico Mundial 1984). Las coordenadas tomadas de la bibliografía (Tabla 2) que estaban en grados sexagesimales fueron transformadas a decimales de la siguiente forma (por ejemplo):

$$12^{\circ} 10' 15'' \text{ W} = -1 \times \left(12 + \frac{10 + \frac{15}{60}}{60}\right) = -12.0028 \text{ de longitud.}$$

$$5^{\circ} 30' 30'' \text{ S} = -1 \times \left(5 + \frac{30 + \frac{30}{60}}{60}\right) = -5.5083 \text{ de latitud.}$$

En la edición final del gráfico se utilizó las bases de datos, proporcionadas por el mismo paquete informático (ArcMap 9.2) como los modelos digitales de elevación, los perfiles continentales, océanos, etc. El perfil del Parque Nacional Cerros de Amotape (Figura 1) fue proporcionado por el Servicio de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP).

## V. **RESULTADOS**

### 5.1. *Caracterización del Hábitat:*

Bocana Carrillo, evaluada entre los 60 y 90 m (Figura 2), pertenece a la cuenca del Río Tumbes, tiene una pendiente suave y está dominada en sus faldas por algarrobal achaparrado (*Prosopis pallida*) pero en las laderas de las colinas se encuentran árboles como el palo santo (*Bursera graveolens*)

La Quebrada Angostura, evaluada entre los 56 y 74 m (Figura 2), presenta pendiente suave, el lecho está dominado por algarrobal achaparrado (*Prosopis pallida*) y plantas de faique (*Acacia macracantha*), pero en las laderas de las colinas se hallan árboles como el palo santo (*Bursera graveolens*), el ceibo (*Ceiba trichistandra*), el overal (*Cordia lueta*) y el palo verde (*Parkinsonia aculeata*). Best

y Kessler (1995) definen a los bosques de la Quebrada Angostura como Bosque deciduo dominado principalmente por *Ceiba trichistandra*, dentro del Bosque Seco Ecuatorial.

Las quebradas Faical – Las Pavas (Figura 2), evaluadas entre los 321 y 347 m, se caracterizan por presentar zonas abiertas y colinas de pendientes suaves, con vegetación densa conformada por árboles de 10 - 20 m de alto con un DAP (diámetro a la altura del pecho) variable entre 20 - 60 cm y un sotobosque donde predominan los arbustos de hasta 8 m, herbáceas desde 0.20- 1.50 m y lianas principalmente en las partes más altas; el suelo se halla cubierto de hojarasca y el dosel es muy tupido. En las partes bajas se encuentran arbustos de menor altura y aparecen las herbáceas de tipo enredaderas.

Las zonas de Los Naranjos, evaluadas entre 550 y 780 m (Figura 2), al igual que Campo Verde, evaluadas entre 560 y 790 m, se caracterizan por presentar una mayor humedad con respecto a la Quebrada Faical, y por ser un bosque muy denso con árboles de entre 15 y 25 m en su mayoría y algunos que alcanzan los 30 m. Los árboles presentaron un DAP de 10 cm a 2 m, siendo en su mayoría de 20 a 40 cm. El sotobosque se encontraba formado principalmente por arbustos de 6 y 10 m, y en menor cantidad por herbáceas. Las pendientes son muy pronunciadas en comparación a las otras zonas de evaluación.

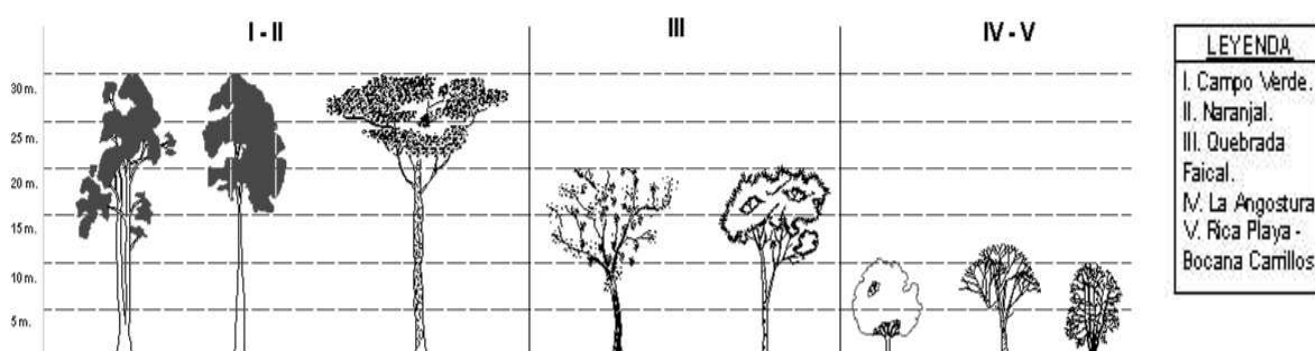


Figura 2 Fenología de las especies vegetales arbóreas en las localidades muestreadas siendo Bosque Tropical del pacífico (Campo Verde y Naranjal), Bosque Seco Ecuatorial (Angostura y Bocana Carrillo) y el ecotono de ambos (Quebrada Faical)



## 5.2. Riqueza de Especies:

Se han registrado un total 36 especies, la familia Phyllostomidae es la más diversa con 26 especies, seguido de Vespertilionidae con seis especies, Molossidae con dos especies y las familias Noctilionidae y Thyropteridae con una sola especie (Tabla 4).

En cuanto a los ecosistemas el que presenta mayor riqueza es la transición o ecotono entre Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial (BTP-BSE) con 26 especies seguido del bosque tropical del Pacífico (BTP) con 23 y finalmente el bosque seco ecuatorial con 16 especies (Tabla 4). La localidad con mayor riqueza de especies es Campo Verde con 20, seguida de Naranjos y Faical con 19 especies, luego Angostura con 16, Carrizalillo con 15, Yerbales con 13, Cochas con 10 y Bocana Carrillo con cinco (Tabla 4).

Tabla 4. Lista de Especies de murciélagos registrados en el Parque Nacional Cerros de Amotape, por localidad y ecosistema

Taxón	TOTAL	BTP		BTP-BSE				BSE	
		Campo Verde	Naranjos	Faical	Carrizalillo	Cochas	Yerbales	Angostura	Bocana Carrillo
<b>Familia Noctilionidae</b>									
<i>Noctilio leporinus</i>	X			X					
<b>Familia Phyllostomidae</b>									
<b>Subfamilia Phyllostominae</b>									
<i>Chrotopterus auritus</i>	X			X					
<i>Lophostoma silvicolum</i>	X				X	X		X	
<i>Micronycteris megalotis</i>	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Micronycteris minuta</i>	X	X	X				X		
<i>Mimon crenulatum</i>	X		X		X			X	
<i>Phyllostomus hastatus</i>	X	X						X	
<i>Phyllostomus discolor</i>	X			X	X			X	
<i>Vampyrus spectrum</i>	X							X	
<b>Subfamilia Desmodontinae</b>									
<i>Desmodus rotundus</i>	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Diaemus youngi</i>	X							X	
<b>Subfamilia Glossophaginae</b>									
<i>Lonchophylla hesperia</i>	X							X	
<i>Anoura geoffroyi</i>	X		X						
<i>Glossophaga soricina</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Subfamilia Carolliinae</b>									
<i>Carollia perspicillata</i>	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Carollia brevicauda</i>	X	X	X	X	X			X	

Tabla 4. Lista de Especies de murciélagos registrados en el Parque Nacional Cerros de Amotape, por localidad y ecosistema (*Continuación*)

**Subfamilia**

**Stenodermatinae**

<i>Artibeus fraterculus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Artibeus jamaicensis</i>	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Artibeus lituratus</i>	X	X	X	X		X	X		
<i>Artibeus rufus</i>	X	X	X						
<i>Enchisthenes hartii</i>	X	X	X	X					
<i>Chiroderma salvini</i>	X		X						
<i>Chiroderma villosus</i>	X			X	X				
<i>Sturnira luisi</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Uroderma bilobatum</i>	X				X				
<i>Vampyressa thuyae</i>	X	X	X				X		
<i>Platyrrhinus matapalensis</i>	X			X		X	X		

**Familia Thyropteridae**

<i>Thyroptera discifera</i>	X	X							
-----------------------------	---	---	--	--	--	--	--	--	--

**Familia Vespertilionidae**

<i>Eptesicus chiriquinus</i>	X	X		X					
<i>Lasiurus blossevillii</i>	X			X					
<i>Myotis keaysi</i>	X	X	X						
<i>Myotis nigricans</i>	X	X	X			X	X	X	
<i>Myotis riparius</i>	X	X	X		X			X	
<i>Rhogeessa velilla</i>	X	X	X		X		X		

**Familia Molossidae**

<i>Cynomops greenhalli</i>	X			X					
<i>Molossus Molossus</i>	X			X				X	X

Total de especies	36	20	19	19	15	10	13	16	5
Total por hábitat		23			26			16	

### 5.3. Taxonomía de las Especies Registradas

#### 5.3.1. Familia Noctilionidae Gray, 1821

*Noctilio leporinus* (Linnaeus, 1758), es una especie piscívora, tiene amplia distribución en el neotrópico, desde Sinaloa (México) hasta las Guayanas, sur de Brasil, norte de Argentina, Paraguay, Bolivia y Perú, Trinidad, las Antillas Mayores y Menores, el sur de Bahamas (Simmons, 2005). En el occidente de Ecuador es conocida en localidades cerca a la frontera con Perú. Son reconocidas tres subespecies *N. l. mastivus*, desde México y las Bahamas hasta el occidente de Ecuador, Perú y Venezuela hasta la cuenca del Orinoco, *N. l. leporinus* en Guyana y el oriente de Ecuador hasta Brasil, y *N. l. rufescens* de Bolivia y suroccidente de Brasil hasta el nororiente de Argentina (Hood y Jones, 1984; Simmons y Voss, 1998).

### 5.3.2. Familia Phyllostomidae Gray, 1825

#### 5.3.2.1. Subfamilia Phyllostominae Gray, 1825

*Chrotopterus auritus* (Peters, 1856), es una especie carnívora de amplia distribución en el neotrópico, desde Veracruz (México) hasta la Guyana, sureste de Brasil, Perú, Bolivia y noreste de Argentina. Habita bosques lluviosos tropicales y de neblina desde el nivel del mar hasta 2 000 m (Medellín, 1989; Simmons, 2005). En el occidente de Sudamérica es muy poco conocida (Koopman, 1982; Albuja, 1999; Alberico *et al.*, 2000; Muñoz-Saba y Alberico, 2004; Pacheco *et al.*, 2007). Medellín (1989), reconocen tres subespecies, *C. a. australis*, del sur de Brasil, Paraguay y norte de Argentina; *C. a. guianae*, de Venezuela, Guyana y norte de Brasil; y *C. a. auritus* de México hasta el sur de Panamá y adyacente al noroccidente de Sudamérica. El espécimen registrado en Tumbes podría tratarse del registro más austral para esta última subespecie. Pero otros autores manifiestan la necesidad de una revisión más profunda de la especie (Simmons y Voss, 1998; Williams y Genoways, 2007), ya que existen muchas dificultades para reconocer las subespecies ya que las diferencias entre éstas son de coloración y pelaje, más no craneales, y proponen dejarlo momentáneamente como monotípico.

*Lophostoma silvicolum* d'Orbigny, 1836, especie insectívora, que se distribuye desde Nicaragua, hasta el sureste de Brasil, Bolivia y Paraguay, sólo una subespecie está presente en el suroeste de Ecuador y noroeste de Perú, *L. s. occidentalis* descrita por Davis y Carter (1978). Pero Alberico (1994) la reporta también para el occidente Colombiano, lo cual genera una controversia acerca de su distribución. En efecto Baker *et al.* (2004) señalan que los especímenes de *L. s. occidentalis* que menciona Alberico (1994) podrían ser asignados a *Lophostoma aequatorialis*, especie descrita recientemente en el occidente Ecuatoriano. En el noroccidente del Perú, *L. s. occidentalis* habita desde los 60 hasta los 1 400 m (Cadenillas *et al.*, 2008)

*Micronycteris megalotis* (Gray, 1842), especie de hábitos insectívoros de amplia distribución en Sudamérica desde Colombia hasta Perú, Bolivia y Brasil,

Venezuela y Guyana, Trinidad y Tobago, Isla Margarita (Venezuela), Grenada, St. Vincent (Simmons, 2005). Habitando desde el nivel de mar hasta los 2 900 m, pero en el occidente no sobrepasa los 2 000 m (Tirira, 2007). Anteriormente reconocidas cuatro subespecies *M. m. homezi*, al noroeste de Venezuela; *M. m. mexicana*, desde México hasta Nicaragua y Costa Rica; *M. m. microtis*, desde el suroriente de Honduras hasta el norte de Colombia y el noroccidente de Venezuela, y *M. m. megalotis*, en casi toda Sudamérica (Alonso-Mejia y Medellín 1991). Al presente *homezi* y *microtis* fueron elevadas a especies plenas y *mexicana* sinonimizada a *microtis*, quedando *M. megalotis* como monotípico (Simmons, 2005), necesitando una revisión más profunda, ya que presenta una enorme variación morfológica.

*Micronycteris minuta* (Gervais, 1856), especie insectívora; se distribuye desde Honduras hasta Brasil, Bolivia, Perú, incluyendo las Guyanas y Trinidad (López-González, 1998; Simmons 2005), los especímenes colectados en Tumbes representan el primer registro para el occidente del Perú, siendo sólo conocido al occidente de Sudamérica en el norte de Ecuador. Se distribuye desde los 200 m hasta los 1 140 m (López-González, 1998). No se reconocen subespecies (Simmons, 2005; López-González, 1998), pero es muy probable que sea un complejo de especies.

*Mimon crenulatum* (E. Geoffroy, 1803), especie insectívora que se distribuye desde Chiapas y Campeche (México) hasta Guyana, el este de Brasil, Bolivia, Ecuador y este de Perú, así como en Trinidad (Simmons, 2005). Se reconocen cuatro subespecies, *M. c. crenulatum*, para el este de Venezuela, Guyana, Trinidad y la costa Atlántica de la cuenca Amazónica; *M. c. longifolium*, en el sureste de Colombia, este de Ecuador, este de Perú, oeste de Brasil y noreste de Bolivia; *M. c. picatum*, sólo en Bahía al sur de Rio de Janeiro; *M. c. keenani*, desde sur de México hasta el occidente de Ecuador y Perú (Handley, 1960; Williams y Geoways 2007).

*Phyllostomus hastatus* (Pallas, 1767), es una especie omnívora; alimentándose de insectos, frutos, flores, néctar, polen, pero puede comportarse como depredador de otros murciélagos (Gardner, 1977; Santos *et al.*, 2003;

Oprea *et al.*, 2006). Esta especie es más abundante en zonas por debajo de los 600 m, se distribuye desde Guatemala hasta Perú, Brasil, Paraguay, Bolivia y norte de Argentina. Se reconocen dos subespecies, *P. h. hastatus*, que está presente al este de Venezuela y Brasil y Bolivia, mientras que *P. h. panamensis*, se distribuye desde Honduras hasta el Perú por el occidente (Santos *et al.*, 2003).

*Phyllostomus discolor* Wagner, 1843, especie omnívora; se alimenta de insectos, frutos, flores, néctar y polen (Kwiecinski, 2006), se distribuye desde Vera Cruz, México hacia Sudamérica, desde Venezuela hasta el norte Argentina, se reconocen dos subespecies *P. d. verrucosus*, desde México, hasta el norte del Perú por el occidente de los Andes, y *P. d. discolor*, en toda la cuenca Amazónica. La especie puede habitar gran cantidad de ecosistemas desde los bosques húmedos amazónicos, hasta los secos del occidente del Perú, pero siendo abundante en las partes bajas de su distribución (Kwiecinski, 2006).

*Vampyrum spectrum* (Linnaeus, 1758), especie carnívora, se distribuye desde Veracruz (México) hasta Ecuador, Perú, Bolivia, Brasil, Guyana, Trinidad y probablemente Jamaica (Simmons, 2005). En el occidente de los Andes sudamericanos es conocido solamente en la Reserva Natural La Planada, el Hondón, Nariño, Colombia (Muñoz-Saba y Alberico, 2004), Vueltas Largas, Provincia Manabí, Ecuador (Albuja, 1999), y en Tumbes (Pacheco *et al.*, 2007). Es conocido desde el nivel del mar hasta los 1 600 m (Navarro y Wilson, 1982). Se propuso *V. s. nelsoni*, para las poblaciones de México, pero mayormente *V. spectrum* es reconocido como monotípico (Navarro y Wilson, 1982; Williams y Genoways, 2007).

#### 5.3.2.2. Subfamilia Desmodontinae Bonaparte, 1845

*Desmodus rotundus* (E. Geoffroy, 1810), especie que se alimenta de sangre, siendo de amplia distribución desde Uruguay, norte de Argentina, Paraguay, Bolivia y el norte de Chile, hasta el norte de Sonora, Nuevo León y Tamaulipas (México), isla Margarita (Venezuela) y Trinidad (Simmons, 2005). Habita diversos ecosistemas desde los bosques perennifolios hasta los secos y áreas disturbadas y no disturbadas (Eisenberg y Redfor, 1999) con un gran rango

altitudinal desde los 0 hasta los 3 800 m en Perú (Greenhall *et al.*, 1983; Quintana y Pacheco, 2007). Se han propuesto dos subespecies *D. r. rotundus* al oriente de los Andes y en toda la cuenca amazónica y *D. r. murinus* desde México y Sudamérica desde la costa al occidente de los Andes (Greenhall *et al.*, 1983). Sin embargo, Simmons y Voss (1998) y Simmons (2005) lo sugirieron como monotípico, posteriormente estas dos subespecies han sido revalidadas por Kwon y Gardner (2007), siendo necesaria una revisión más profunda de esta especie, ya que Martins *et al.* (2007) sugieren que *D. r. rotundus* contiene dos especies crípticas.

*Diaemus youngi* (Jentink, 1893), especie que se alimenta de sangre, de amplia distribución, distribuida desde Tamaulipas (México) hasta el norte de Argentina, Bolivia, Paraguay y el este de Brasil (Simmons, 2005). Los únicos registros al occidente de los Andes eran del Chocó y del valle del Cauca en Colombia (Muñoz-Saba y Alberico, 2004). Se habían propuesto dos subespecies *D. y. youngi*, desde México hasta la Guyana, y *D. y. cypselinus*, en el oriente de Perú, pero la revisión de Simmons y Voss (1998) encontró mucha variación a lo largo de su distribución sugiriendo que deben existir varias subespecies, pero debido a su rareza se encuentra asignado temporalmente como monotípico (Simmons, 2005; Kow y Gardner, 2007).

#### 5.3.2.3. Subfamilia Glossophaginae Bonaparte, 1845

*Lonchophylla hesperia* G. M. Allen, 1908. Especie nectarívora y endémica de la costa sur de Ecuador y norte de Perú, pero puede subir hasta los bosques secos del alto Maraón, su distribución aun se encuentra en revisión, Solari *et al.* (2005), Pacheco *et al.* (2005), pero se cree que esta especie está restringida únicamente a los bosque de *Ceiba trischistandra*. En el Parque Nacional Cerros de Amotape, esta especie se alimenta de *Armatocereus cartwrightianus*, *Psidium* sp., *Eriobotrya japonica* (Arias *et al.* 2009).

*Anoura geoffroyi* (Gray, 1838), especie nectarívora que se distribuye desde Perú, Bolivia, sureste de Brasil, Guyana y Ecuador hasta Tamaulipas y Sinaloa (México), Trinidad, Las Antillas Menores, Simmons (2005), altitudinamente desde

los 160 hasta los 3 500 m, pero más abundante por debajo de los 1 000 m (Tirira, 2007). Son reconocidas tres subespecies, *A. g. geoffroyi*, para la cuenca amazónica; *A. g. peruana* desde Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia, pero sólo en la región andina; y *A. g. lasiopyga*, desde México hasta el occidente de Colombia y Ecuador en los bosques lluviosos de tierras bajas (Albuja, 1999; Arroyo-Cabrales y Gardner 2003; Albuja *com. pers.* 2007). Los registros representan los primeros de *A. g. lasiopyga* en el Perú siendo este su límite más austral conocido.

*Glossophaga soricina* (Pallas, 1766), especie nectarívora, pero puede comportarse como omnívora. Se distribuye desde Sonora al oeste de Tamaulipas (México), hasta Paraguay y el noreste de Argentina, Jamaica y las islas Tres Marías (Simmons, 2005), pudiendo llegar hasta los 2 600 m, pero es más abundante en las partes bajas de su distribución (Tirira, 2007). En Sudamérica se han reportado dos subespecies, *G. s. soricina* y *G. s. valens* siendo esta última distribuida desde México hasta el occidente de Ecuador y Perú (Alvares *et al.*, 1991; Hoffman y Baker 2001; Griffiths y Gardner 2007)

#### 5.3.2.4. Subfamilia Carolliinae Miller, 1924

*Carollia brevicauda* (Schinz, 1821), especie omnívora, anteriormente considerada desde Vera Cruz hasta Sudamérica, en la parte central de Brasil (Eisenberg y Redford, 1999), pero las poblaciones del norte de Panamá resultaron ser una nueva especie *C. sowellii* (Baker *et al.*, 2002), quedando restringida *C. brevicauda* desde Panamá hasta Sudamérica. Considerado como monotípico (McLellan y Koopman, 2007).

*Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), especie omnívora, de amplia distribución, desde Oaxaca, Veracruz y Yucatán (México) hasta Perú, Bolivia, Paraguay y sureste de Brasil; Guyana, Trinidad y Tobago, probablemente Jamaica y las Antillas Menores (Simmons, 2005). A lo largo de su distribución, Hoffman y Baker (2003) no distinguen subespecies, pero sí filogrupos, uno desde Centroamérica hasta el occidente de Ecuador y otro en la cuenca amazónica, estos filogrupos son coincidentes con las subespecies propuestas por McLellan y

Koopman (2007) siendo *C. p. azteca* distribuida desde México hasta el occidente de Perú y *C. p. perspicillata* en toda la cuenca amazónica.

#### 5.3.2.5. Subfamilia Stenodermatinae Gervais, 1856

*Sturnira luisi* Davis, 1980, especie frugívora, que se distribuye, desde Costa Rica, hasta el norte de Perú, pero sobre las vertientes occidentales de los Andes, desde el Bosque Lluvioso Transandino hasta el Boque Seco Ecuatorial, (Albuja, 1999; Pacheco *et al.*, 2007; Cadenillas *et al.*, 2008) con un rango de elevación desde los 40 hasta los 1 930 m (Tirira, 2007). En el Perú, esta especie es confundible con *S. lilium*. Los individuos registrados por Rodríguez (1998) para la zona fueron asignados como *S. lilium*, pero se reidentificaron como *S. luisi*.

*Artibeus fraterculus* Anthony, 1924, especie frugívora, sin embargo puede complementar su dieta con néctar polen e insectos (Simmons y Wetterer, 2002). Presenta una distribución restringida a las laderas occidentales de los Andes, desde el Callejón Interandino de Guayaquil, hasta Lima (Ortiz de la Puente, 1951; Albuja, 1999). Habitando desde los bosque húmedos occidentales del Ecuador hasta los boques secos en el Perú, subiendo hasta los valles secos del alto Marañón (Koopman, 1978; Patterson *et al.*, 2003; Pacheco *et al.*, 2004), llegando a subir hasta los 2 000 m de las vertientes occidentales de Piura (Cadenillas, 2003).

*Artibeus jamaicensis* Leach, 1821, especie frugívora, según Simmons (2005) distribuida desde Michoacán, Sinaloa y Tamaulipas (México) hasta Ecuador Perú, Bolivia, norte de Argentina y este de Brasil; Trinidad y Tobago, las Antillas Menores y Mayores y sur de Bahamas. La revisiones de Lim *et al.* (2004) y Larsen *et al.* (2007) elevan a las subespecies *jamaicensis*, *schwartzi*, *planirostris*, al nivel de especies plenas, quedando restringida la distribución de *A. jamaicensis* desde México hasta Perú sólo por la ladera occidental de los Andes y *A. planirostris* para el oriente de los Andes y la cuenca amazónica. Además, Larsen *et al.* (2007) afirman que la subespecie del occidente Sudamericano es *A. j. aequatoris*, basal en la filogenia a todas las formas Centroamericanas de *A. jamaicensis*.



*Artibeus lituratus* (Olfers, 1818), especie frugívora, que se distribuye desde Michoacán, Sinaloa y Tamaulipas (México) hacia el sur de Brasil, norte de Argentina y Bolivia, Trinidad y Tobago, las Antillas Menores, las islas Tres Marías (Simmons, 2005). Su rango altitudinal va desde 0 hasta 1 700 m, pero es más abundante por debajo de los 1 000 m (Tirira, 2007). Dos subespecies son reconocidas *A. l. palmarum*, desde Centroamérica hasta noroccidente de Perú, noreste de Colombia, noreste de Venezuela, Trinidad y San Vicente; y *A. l. lituratus*, en toda la cuenca amazónica y norte de Argentina (Simmons y Voss 1998)

*Artibeus ravus* (Miller, 1902), especie frugívora. Wetterer *et al.* (2000) consideran que no existen suficientes diferencias para considerarlo como un género diferente de *Artibeus*, considerándolo como subgénero (*Dermanura*) de *Artibeus*, pero sugiere un análisis más profundo para resolver esta situación. En cambio Baker *et al.* (2003), lo proponen como género válido basándose en distancias genéticas y morfológicas. Dentro del subgénero *Dermanura* muchas de las especies se encuentran mal determinadas (Solari *com. pers.*, 2006) haciendo compleja su revisión. Autores como Lim *et al.* (2004) y Tirira (2007) reconocen la existencia de *A. ravus*, separada de *A. phaeotis*. Revisiones con el gen de citocromo-*b* (Hoffer *et al.*, 2008 y Redondo *et al.*, 2008) concuerdan que *A. phaeotis* es parafilético. La breve revisión de Pacheco *et al.* (2009) de los especímenes mencionan que presentan el borde blanquecino de la oreja y el paladar con pequeños forámenes, coincidentes con los caracteres mencionados por Miller (1902) para *A. ravus*, y por la proximidad con las poblaciones de Ecuador analizadas por Hoofer *et al.* (2008) a los que les asigna el nombre de *A. ravus*. Por lo tanto, podemos decir con seguridad de que se trataría de esta especie.

*Enchisthenes hartii* (Thomas, 1892), es una especie frugívora de amplia distribución en el Neotrópico desde Bolivia hasta México y Trinidad (Simmons, 2005). Tiene un amplio rango altitudinal desde los 300 m hasta los 3 000 m, habitando bosques perennifolios, bosques de neblina y bosques secos (Graham y Barkley, 1984; Arroyo-Cabral y Owen, 1997; Pacheco *et al.*, 2007). Es

Considerado como monotípico por Arroyo-Cabrales y Owen (1997) y Marques-Aguilar (2007b).

*Chiroderma salvini* Dobson, 1878, es una especie frugívora, de amplia distribución desde Perú, Bolivia y Venezuela hasta el norte en Michoacán Hidalgo y Chihuahua en México (Simmons, 2005). Se reconocen dos subespecies *C. s. scopaeum*, para Centroamérica y *C. s. salvini* para todo Sudamérica (Marquez-Aguilar, 2007b).

*Chiroderma villosum* Peters, 1860, es una especie frugívora de amplia distribución desde Hidalgo (México) hasta el sur de Brasil, Bolivia y Perú; Trinidad y Tobago (Simmons, 2005). Son reconocidas dos subespecies, *C. v. jesupi*, desde México hasta el occidente de Colombia, Ecuador y Perú; y *C. v. villosum* para el este de los Andes y el este de Brasil, incluyendo Trinidad y Tobago (Simmons y Voss 1998; Gardner, 2007b).

*Platyrrhinus matapalensis* Velazco, 2005, especie frugívora incluida en el complejo *P. helleri* por Simmons (2005), pero Velazco (2005) demuestra que se trata de una especie nueva, siendo restringida al occidente de los Andes, entre el sur de Colombia y norte del Perú, con un rango de elevación de 54 a 680 m. Además, las otras formas del complejo *helleri*, han sido elevadas a especies plenas por Velazco y Patterson (2008) quedando *P. helleri*, *P. recifinus*, *P. incarum* como validos, además de *P. matapalensis*.

*Uroderma bilobatum* Peters, 1866, especie frugívora que se distribuye desde Veracruz y Oaxaca (México) hasta Perú, Bolivia, Guyana, Brasil y Trinidad (Simmons, 2005). Puede habitar desde el nivel del mar hasta los 1 500 m, pero es más abundante por debajo de los 800 m (Tirira, 2007). Fueron reconocidas seis subespecies *U. b. bilobatum*, *U. b. trinitatum*, *U. b. thomasi*, *U. b. convexum*, *U. b. molaris* y *U. b. davisii* por Baker y Clark (1987). Posteriormente Hoffman *et al.* (2003) sólo proponen tres, pero Gardner (2007c) reconoce cuatro siendo *U. b. bilobatum*, en la cuenca amazónica de Venezuela, Guyana, noreste de Bolivia y Brasil; *U. b. thomasi*, para el oriente de Ecuador, Perú y noroccidente de Bolivia;

*U. b. trinitatum*, para Trinidad y Tobago; *U. b. convexum*, desde Nicaragua hasta el occidente de Perú (Gardner, 2007c; Hoffman *et al.*, 2003, en parte).

*Vampyressa thyone* Thomas, 1909, especie frugívora fue separada de *V. pusilla* por Lim *et al.* (2003). Se distribuye desde Oaxaca y Veracruz (México) hasta Bolivia, Perú, Venezuela, Guyana y la Guyana Francesa (Simmons, 2005). Habita desde los 10 hasta los 2 000 m, pero es más abundante por debajo de los 1 200 m (Tirira, 2007). Las revisiones de Lim *et al.* (2003) y Porter y Baker (2004) que confirman la separación de *V. pusilla* (del Chaco para el sur) y *V. thyone* (del Chaco para el norte), no incluyen especímenes del occidente de Sudamérica ni de México, quedando pendiente una revisión más profunda de *thyone*.

#### 5.3.3. Familia Thyropteridae Miller, 1907

*Thyroptera discifera* (Lichtenstein y Peters, 1855), es una especie insectívora de amplia distribución desde Nicaragua, Panamá y Colombia hasta la Guyana, la Amazonía de Brasil, Perú y Bolivia (Simmons, 2005). Dos subespecies son reconocidas *T. d. abdita* (para Centroamérica) y *T. d. discifera* para todo Sudamérica. Los registros al occidente de los Andes son del Cauca en Colombia (Muñoz-Saba y Alberico 2004) y en Ecuador también es reportado al occidente pero sin localidad exacta (Tirira, 1999); en el occidente de Perú sólo se conoce en Tumbes.

#### 5.3.4. Familia Vespertilionidae Gray, 1821

*Eptesicus chiriquinus* Thomas, 1920, especie insectívora de amplia distribución, distribuido desde Costa Rica, Panamá, hasta Ecuador, Perú, Venezuela, la Guyana, la Guyana Francesa y la Amazonía de Brasil (Simmons, 2005), en el occidente de Perú solo se conoce en Tumbes. Es considerado como monotípico (Simmons 2005).

*Lasiurus blossevillii* (Lesson y Garnot, 1826), especie insectívora, que se distribuye desde, Bolivia, norte de Argentina, Uruguay y Brasil hasta el occidente de Norteamérica (pero no al este Norteamérica), también habita Trinidad y

Tobago y Galápagos (Ecuador) (Simmons (2005). Se reconocen cuatro subespecie, *L. b. teliotis* (para el occidente de Norteamérica y México), *L. b. blossevillii* (para la cuenca Amazónica), *L. b. brachyotis* (para las Galápagos) y *L. b. frantzii* (desde Guatemala hasta Perú, por el Pacífico) (Baker *et al.*, 1988; Koopman y McCracken, 1998; y Gardner y Handley, 2007).

*Myotis riparius* Handley, 1960, especie insectívora de amplia distribución, extendiéndose desde Honduras hacia el sur, hasta Uruguay, este de Brasil, Argentina, Paraguay, Bolivia y Trinidad (Simmons, 2005). Propuesto como monotípico pero muchos de los revisores afirman que es un complejo de especies (LaVal, 1973; Wilson, 2007). Altitudinalmente va desde los 50 hasta los 1 200 m (Tirira, 2007).

*Myotis keaysi* J. A. Allen, 1914, especie insectívora que se distribuye desde Tamaulipas (México) hasta Bolivia, norte de Argentina, Perú, Ecuador, Venezuela y Trinidad (Simmons, 2005), desde las estribaciones andinas de ambas laderas, hasta la cordillera de los Andes. Se reconocen dos subespecies *M. k. pilosatibialis*, desde el noreste de Venezuela hasta el sur de México y Trinidad; *M. k. keaysi*, sobre los Andes de Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia y Argentina (Wilson, 2007).

*Myotis nigricans* (Schinz, 1821), especie insectívora de amplia distribución, desde Nayrit y Tamaulipas (México) hasta Perú, Bolivia, norte de Argentina, Paraguay y sur de Brasil, Trinidad y Tobago y las Antillas Menores (Simmons, 2005). Tiene un rango altitudinal que va desde el nivel de mar hasta los 2 000 m. Se reconocen dos subespecies, *M. n. osculatii* para cuenca Amazónica incluyendo a *caucensis* (anteriormente reconocida); y *M. n. nigricans*, desde México hasta el occidente de Perú, incluyendo a *punensis* (Koopman, 1978; Wilson, 2007). Pero aún falta una revisión exhaustiva de los especímenes del oriente y occidente a lo largo de toda su distribución.

*Rhogeessa velilla* (Thomas, 1903), especie insectívora que se distribuye desde Nicaragua hasta el sur de Colombia, el occidente de Ecuador, Venezuela, Trinidad y Tobago, Guyana, norte y centro de Brasil y en el norte de Bolivia

(Simmons, 2005). La sistemática de esta especie es aún muy compleja, estando pendiente una revisión más profunda; algunos autores sugieren que debe ser subespecie de *tumida*, pero otros defienden su posición taxonómica (Genoways y Baker 1996; Bickham y Ruedas 2007). La última revisión de este complejo de especies es de Baird *et al* (2008), quienes asignan el nombre *R. velilla* para las poblaciones del sur occidente de Ecuador restringiendo *R. io* para norte de Ecuador y Colombia. Las muestras de Tumbes son asignadas a *R. velilla* según Pacheco *et al.* (2009) por la ausencia de la cresta prominente o “helmet” formada por la cresta sagital y la occipital, características mencionas por Baird *et al.* (2008). Anteriormente esta especie había sido registrada como *R. io* (Pacheco *et al.*, 2007).

#### 5.3.5. Familia Molossidae Gervais, 1856

*Molossus molossus* (Pallas, 1766), especie insectívora, de amplia distribución, desde Sinaloa y Coahuila (México) hasta Perú, norte de Argentina, Paraguay, Uruguay, Brasil y Guyana, las Antillas Mayores y Menores, Florida (USA) y Trinidad y Tobago (Simmons, 2005). Su rango altitudinal es desde el nivel del mar hasta 2 200 m, pero es más abundante por debajo de 1 000 m (Tirira, 2007). Las especies de este género presentan muy pocas diferencias externas y craneales por eso la taxonomía y sistemática es aún compleja. Se reconocen en el neotrópico las siguientes subespecies *M. m. pygmaeus*, para las Antillas Menores y las islas de Curaçao y Bonaire; *M. m. molossus*, para el norte de Sudamérica las Antillas y Bermudas hasta México; *M. m. crassicaudatus*, para la cuenca amazónica Colombia, Ecuador, Perú, Brasil hasta Argentina; *M. m. daulensis*, para el occidente de Ecuador y norte de Perú (Koopman, 1978; Freeman, 1981; Eger, 2007).

*Cynomops greenhalli* (Goodwin, 1958), especie insectívora, de amplia distribución. Según Simmons (2005) se distribuye en Perú, Ecuador, Venezuela, Guyana y noreste de Brasil y Trinidad, pero Eger (2007) restringe la especie desde Centroamérica y en Sudamérica al margen más oriental de la cuenca amazónica en el borde del Atlántico, en Colombia, Venezuela, las Guayanas, Surinam y Brasil. Recientemente Tirira (2007) lo registra en el occidente de

Ecuador muy cerca a la frontera con Perú. Los especímenes de Tumbes coinciden con las características mencionadas por Eger (2007) para la especie esto nos permite afirmar que se trataría del primer registro para el Perú, siendo importante un estudio más profundo de esta especie con una distribución tan discontinua.

#### 5.4. *Abundancia de las Especies*

En la zona de estudio se han acumulado un total de 89 días de evaluación con 197 redes haciendo un total de 1184 redes-noche (Tabla 2), registrándose un total de 1478 individuos (Tabla 5).

Se observó que las abundancias absolutas de las especies fluctuó entre uno y 585 individuos, siendo *A. fraterculus* la especie más abundante con 585 individuos capturados y una abundancia relativa de 4.94 ind/10-RN, seguido de *G. soricina* con 253 individuos, con una abundancia relativa de 2.14 ind/10-RN-noche, y por *S. luisi* con 163 individuos registrados con una abundancia relativa de 1.38 ind/10-RN. Las especies más raras son *Chrotopterus auritus*, *Chiroderma salvini*, *D. youngi*, *L. blossevillii* y *N. leporinus* con un individuo cada uno y con una abundancia relativa de 0.008 ind/10-RN (Tabla 5, Figura 4).

Pero analizando las abundancias de las especies por ecosistema tenemos cambios en las especies dominantes.

En el BTP, *A. jamaicensis* es la especie más abundante con 35 individuos y una abundancia relativa de 0.97 ind/10-RN; seguida de *C. perspicillata* con 25 individuos y 0.69 ind/10-RN, *A. fraterculus* con 16 individuos y 0.44 ind/10-RN, *C. salvini*, *P. hastatus* y *U. bilobatum*, con un individuo con 0.028 ind/10-RN (Tabla 5, Figura 4).

En el ecotono BT P-BSE, la especie más abundante fue *A. fraterculus* con 347 individuos y una abundancia relativa de 6.10 ind/10-RN, seguida de *S. luisi* con 116 individuos y 2.039 ind/10-RN, siguiéndoles *D. rotundus* con 46 individuos y una abundancia relativa de 0.808 ind/10-RN. Las especies menos dominantes

en este ecotono fueron *C. auritus*, *E. chiriquinus*, *L. blossevillii*, *N. leporinus*, con un solo individuo registrado y una abundancia relativa de 0.017 ind/10-RN (Tabla 5, Figura 3 y 4).

Finalmente en el BSE las especies más abundantes fueron *A. fraterculus* con 222 individuos y una abundancia relativa de 9.25 ind/10-RN; seguido de *G. soricina* con 210 individuos y 8.75 ind/10-RN, y *P. discolor* con 44 individuos y 1.833 ind/10-RN. Las especies menos abundantes fueron *D. youngi* y *M. nigricans* con un individuo y una abundancia relativa de 0.0417 ind/10-RN (Tabla 5, Figura 3 y 4).

Tabla 5. Número de individuos registrados y abundancia relativa de las especies (de mayor a menor) registradas en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

Especie	TOTAL		BTP		BTP-BSE		BSE	
	Ind.	Ind./10-RN	Ind.	Ind./10-RN	Ind.	Ind./10-RN	Ind.	Ind./10-RN
<i>A. fraterculus</i>	585	4.941	16	0.444	347	6.098	222	9.250
<i>G. soricina</i>	253	2.137	5	0.139	38	0.668	210	8.750
<i>S. luisi</i>	163	1.377	9	0.250	116	2.039	38	1.583
<i>C. perspicillata</i>	92	0.777	25	0.694	35	0.615	32	1.333
<i>A. jamaicensis</i>	66	0.557	35	0.972	31	0.545		
<i>D. rotundus</i>	66	0.557	3	0.083	46	0.808	17	0.708
<i>P. discolor</i>	48	0.405			4	0.070	44	1.833
<i>C. brevicauda</i>	31	0.262	9	0.250	11	0.193	11	0.458
<i>M. megalotis</i>	19	0.161	10	0.278	9	0.158		
<i>M. molossus</i>	18	0.152			8	0.141	10	0.417
<i>A. ravus</i>	15	0.127	15	0.417				
<i>M. crenulatum</i>	13	0.110	2	0.056	9	0.158	2	0.083
<i>V. thylene</i>	13	0.110	10	0.278				
<i>A. lituratus</i>	12	0.101	5	0.139	7	0.123		
<i>L. silvicolum</i>	12	0.101			2	0.035	10	0.417
<i>M. riparius</i>	8	0.067	2	0.056	2	0.035	4	0.167
<i>L. hesperia</i>	6	0.051					6	0.250
<i>M. nigricans</i>	6	0.051	2	0.056	3	0.053	1	0.042
<i>P. hastatus</i>	6	0.051	1	0.028	5	0.208		
<i>C. villosus</i>	5	0.042			5	0.088		
<i>P. matapalensis</i>	5	0.042			5	0.088		
<i>R. velilla</i>	5	0.042	2	0.056	3	0.053		
<i>E. hartii</i>	5	0.042	3	0.083	2	0.035		
<i>E. chiriquinus</i>	4	0.034	3	0.083	1	0.017		
<i>M. minuta</i>	4	0.034	2	0.056				
<i>U. bilobatum</i>	3	0.025	1	0.028	2	0.035		
<i>A. geoffroyi</i>	2	0.017	2	0.056				
<i>C. greenhalli</i>	2	0.017			2	0.035		
<i>M. keaysi</i>	2	0.017	2	0.056				
<i>T. discifera</i>	2	0.017	2	0.056				
<i>V. spectrum</i>	2	0.017					2	0.083
<i>C. auritus</i>	1	0.008			1	0.018		
<i>C. salvini</i>	1	0.008	1	0.028				
<i>D. youngi</i>	1	0.008					1	0.042
<i>L. blossevillii</i>	1	0.008			1	0.018		
<i>N. leporinus</i>	1	0.008			1	0.018		
Total	1478		167		696		610	

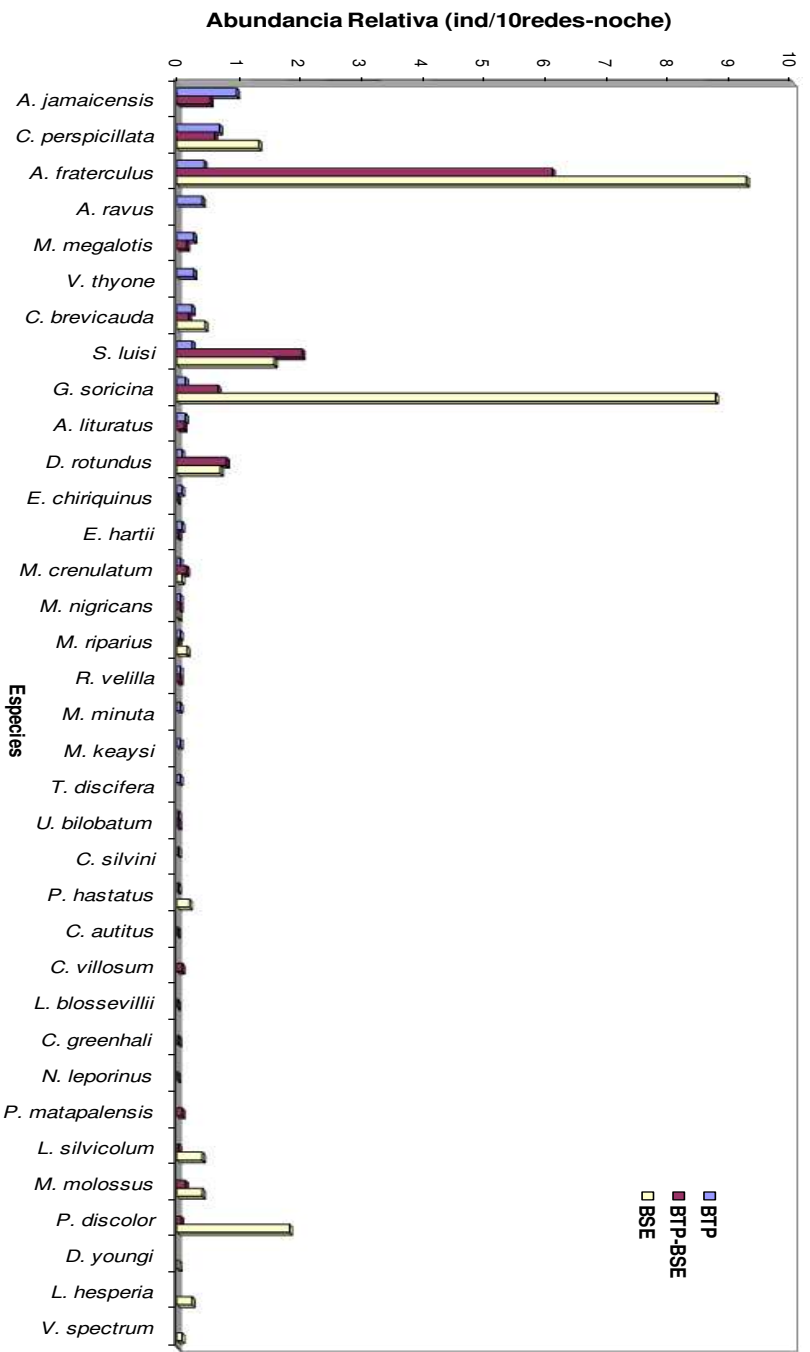


Figura 3. Abundancia relativa (ind./10-RN) de las especies de murciélagos, por ecosistema evaluado en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

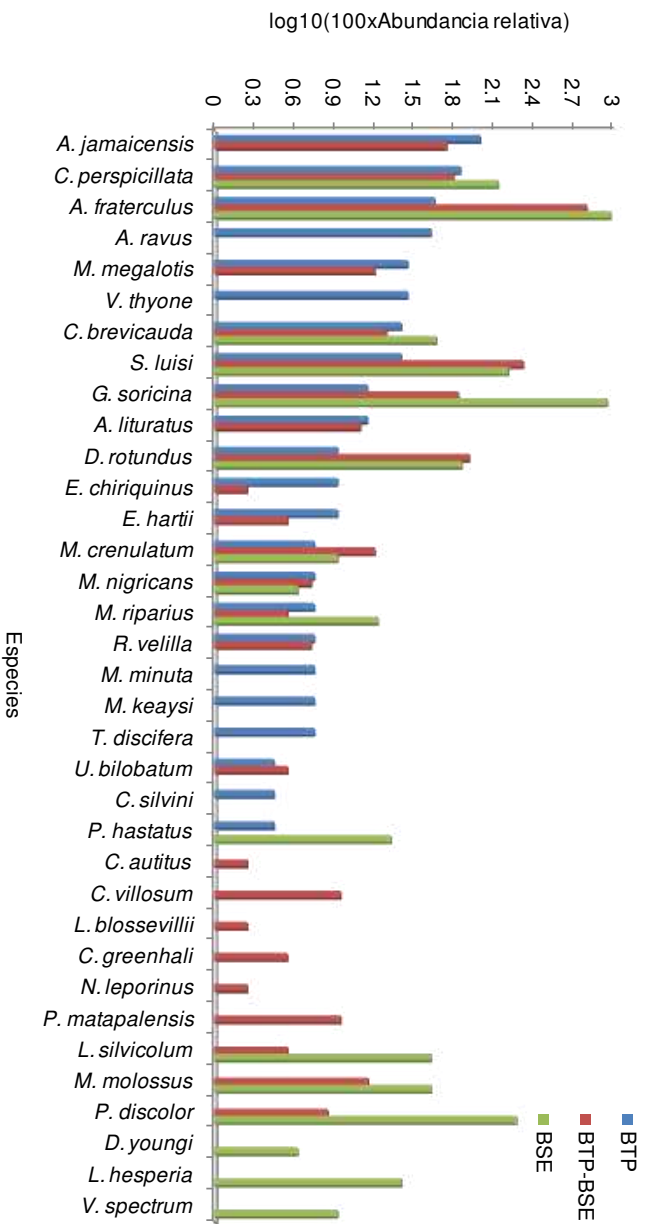


Figura 4. Logaritmo de cien veces la Abundancia relativa (ind./10-RN) de las especies de murciélagos, por ecosistema evaluado en el Parque Nacional Cerros de Amotape.



#### 5.4.1. Diferencias de las abundancias relativas entre los hábitats

Un análisis ANOVA entre los hábitats (Bosque Tropical del Pacífico, Bosque Seco Ecuatorial y el Ecotono de ambos), muestra diferencias significativas en las abundancias relativas de las especies, con una  $F = 2.121$ ;  $df = 72$ ;  $p = 0.000240$ . Las especies en las que se encontró diferencia significativa en sus abundancias relativas entre los diferentes ecosistemas fueron *A. fraterculus*, *G. soricina*, *P. discolor*, *L. silvicolium*, *A. ravus*, *P. hastatus*, *L. hesperia*, *V. spectrum*, *C. perspicillata*, *S. luisi*, *A. jamaicensis*, *V. thyone* y *D. rotundus* (Tabla 6)

Tabla 6. Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre los diferentes hábitats (BTP, BSE, ecotono) del Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con tres factores (hábitat), 36 variables (especies) y dos grados de libertad

Especie	SC	df	MC	Fisher (F)	Sig
<i>A. fraterculus</i>	1572.25	2	72.948	786.125	0.000
<i>G. soricina</i>	2072.364	2	1036.182	19.216	0.000
<i>P. discolor</i>	95.512	2	47.756	10.252	0.000
<i>L. silvicolium</i>	4.732	2	2.366	14.907	0.000
<i>A. ravus</i>	4.29	2	2.145	7.046	0.001
<i>P. hastatus</i>	1.188	2	0.594	7.975	0.001
<i>L. hesperia</i>	1.846	2	0.923	6.754	0.002
<i>V. spectrum</i>	0.205	2	0.103	5.039	0.009
<i>C. perspicillata</i>	18.256	2	9.128	4.206	0.018
<i>S. luisi</i>	87.765	2	43.883	3.833	0.025
<i>A. jamaicensis</i>	17.621	2	8.81	3.724	0.028
<i>V. thyone</i>	1.356	2	0.678	3.287	0.042
<i>D. rotundus</i>	18.276	2	9.138	3.109	0.050

SC, suma de cuadrados; MC, media de cuadrados; df, grados de libertad; Sig, significancia.

Al revisar las variaciones de las abundancias relativas de las especies entre pares de ecosistema se observó diferencia significativa entre el BTP y el ecotono (BTP-BSE) en las siguientes especies *A. fraterculus*, *A. ravus*, *S. luisi*, *G. soricina*, *D. rotundus*, siendo todas éstas más abundantes en el ecotono, excepto *A. ravus* que es más abundante en el BTP (Tabla 7).

Tabla 7. Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre el Bosque Tropical (BTP) y Ecotono (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con dos factores (hábitat), 33 variables (especies) y un grado de libertad

Especie	SC	df	MC	Fisher (F)	Sig
<i>A. fraterculus</i>	532.17	1	532.17	10.79	0.002
<i>A. ravus</i>	3.736	1	3.736	10.131	0.002
<i>S. luisi</i>	82.002	1	82.002	7.269	0.009
<i>G. soricina</i>	9.987	1	9.987	6.237	0.015
<i>D. rotundus</i>	16.267	1	16.267	5.612	0.021

SC, suma de cuadrados; MC, media de cuadrados; df, grados de libertad; Sig, significancia.

También se ha encontrado diferencias significativas en las abundancias relativas de las especies entre el BTP y el BSE en las especies: *A. fraterculus*, *G. soricina*, *L. silviculum*, *P. discolor*, *S. luisi*, *D. rotundus*, *P. hastatus*, *L. hesperia*, *C. perspicillata*, *A. jamaicensis* y *M. molossus*; todas éstas haciéndose más abundantes en el BSE, con excepción de *A. jamaicensis* y *C. perspicillata*, que experimentan el efecto contrario (Tabla 8).

Tabla 8. Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre el Bosque Tropical del Pacífico (BTP) y el Bosque Seco Ecuatorial (BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con dos factores (hábitat), 32 variables (especies) y un grado de libertad

Especie	SC	df	MC	Fisher (F)	Sig
<i>A. fraterculus</i>	1519.515	1	1519.515	22.348	0.000
<i>G. soricina</i>	1805.178	1	1805.178	18.726	0.000
<i>L. silviculum</i>	4.209	1	4.209184	16.837	0.000
<i>P. discolor</i>	81.490	1	81.490	9.647	0.003
<i>S. luisi</i>	36.068	1	36.068	7.924	0.007
<i>D. rotundus</i>	8.943	1	8.943	7.617	0.008
<i>P. hastatus</i>	0.858	1	0.858	6.295	0.0156
<i>L. hesperia</i>	1.515	1	1.515	6.061	0.017
<i>C. perspicillata</i>	14.288	1	14.288	5.405	0.024
<i>A. jamaicensis</i>	16.633	1	16.633	5.141	0.028
<i>V. spectrum</i>	0.168	1	0.1684	4.522	0.039
<i>M. molossus</i>	4.209	1	4.209	4.143	0.047

SC, suma de cuadrados; MC, media de cuadrados; df, grados de libertad; Sig, significancia.

Al comparar el Ecotono y el BSE se encontró diferencias significativas en las abundancias de las especies *G. soricina*, *L. silviculum*, *P. hastatus*, *P. discolor*, *L. hesperia*, *C. perspicillata*, *V. spectrum*, *A. jamaicensis* y *A. fraterculus*; todas

incrementándose en el BSE con excepción de *A. jamaicensis* y *C. perspicillata* que presentan el efecto contrario (Tabla 9).

Tabla 9. Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre el Bosque Seco Ecuatorial (BSE) y Ecotono (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con dos factores (hábitat), 30 variables (especies) y un grado de libertad

Especie	SM	df	MC	Fisher (F)	Sig
<i>G. soricina</i>	1701.029	1	1701.029	19.837	0.000
<i>L. silvicolum</i>	3.779	1	3.779	14.948	0.000
<i>P. hastatus</i>	1.116	1	1.116	11.084	0.001
<i>P. discolor</i>	80.257	1	80.257	10.818	0.002
<i>L. hesperia</i>	1.607	1	1.607	7.386	0.009
<i>C. perspicillata</i>	16.457	1	16.457	5.909	0.018
<i>V. spectrum</i>	0.179	1	0.179	5.510	0.023
<i>A. jamaicensis</i>	4.464	1	4.464	4.692	0.035
<i>A. fraterculus</i>	475.457	1	475.457	4.389	0.041

SC, suma de cuadrados; MC, media de cuadrados; df, grados de libertad; Sig, significancia.

Esto demuestra que el Bosque Tropical del Pacífico (BTP) es un ecosistema diferente al Bosque Seco Ecuatorial (BSE), teniendo diferencias significativas en las abundancias relativas de 11 especies. Sin embargo, entre el BTP y el ecotono BTP-BSE se ha encontrado diferencias significativas sólo en cinco especies. Y entre el ecotono BTP-BSE y Bosque Seco Ecuatorial (BSE) presentan diferencias significativas en nueve especies.

#### 5.5. Abundancia relativa por zonas disturbadas y no disturbadas

Al reanalizar los datos de abundancia relativa en los ecosistemas separándolos en disturbadas y no disturbadas se observó una variación en la dominancia de algunas especies. Así tenemos:

En el ecotono BTP-BSE, se observó que en la zonas impactadas por ganadería, las cuatro especies más abundantes son *A. fraterculus* (8.42 ind/10-RN), seguido de *S. luisi* (2.13 ind/10-RN), *D. rotundus* (1.22 ind/10-RN) y finalmente *G. soricina* (1.00 ind/-RN). En comparación con las zonas no alteradas del ecotono, las cuatro especies más abundantes son *A. fraterculus* (3.33 ind/10-RN), seguida de *S. luisi* (2.14 ind/10-RN), después *A. jamaicensis* (0.90 ind/10-

RN) y finalmente *C. perspicillata* (0.62 ind/10-RN). Aquí se puede apreciar las diferencias entre las zonas alteradas y no alteradas, en el incremento de las abundancias de las especies *A. fraterculus*, *D. rotundus*, *G. soricina* que resisten la presión antrópica, especialmente *D. rotundus*, que incrementa su abundancia en zonas con ganadería, a pesar de que las zonas no alteradas tienen mayor esfuerzo de colecta (Tabla 10, Figura 5-6).

En el bosque seco ecuatorial el ecosistema alterado (por agricultura de plátano y limón), las cuatro especies dominantes son *G. soricina* (17.33 ind/10-RN), seguido de *A. fraterculus* (15.22 ind/10-RN), *P. discolor* (4.89 ind/10-RN) y *S. luisi* (3.56 ind/10-RN). En la zona no alterada las especies con las más altas abundancias son, *A. fraterculus* (5.54 ind/10-RN), *G. soricina* (4.15 ind/10-RN), *D. rotundus*, *M. molossus* (0.77 ind/10-RN) y finalmente *C. perspicillata* (0.54 ind/10RN). Cabe mencionar que sólo en las zonas alteradas se registraron las especies *P. discolor* (4.89 ind/10-RN), *L. silvicolium* (1.11 ind/10-RN), *P. hastatus* (0.56 ind/10-RN), *Myotis riparius* (0.44 ind/10-RN) y *Mimon crenulatum* (0.22 ind/10-RN), propias de ambientes un poco más húmedos. Esta evidencia sugiere que especies insectívoras oportunistas pueden ser atraídas por zonas agrícolas (Tabla 10, Figura 7-8).

Tabla 10. Comparación de las abundancias relativas de las especies de murciélagos, entre zonas disturbadas y no disturbadas, en el ecotono BTP-BSE, el Bosque Seco Ecuatorial (BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape

Especie	BPP-BSE		Especie	BSE	
	No Alterado	Alterado		No Alterado	Alterado
<i>A. fraterculus</i>	3.333	8.419	<i>A. fraterculus</i>	6.538	15.222
<i>S. luisi</i>	2.143	2.158	<i>G. soricina</i>	4.154	17.333
<i>A. jamaicensis</i>	0.905	0.365	<i>D. rotundus</i>	0.769	0.778
<i>C. perspicillata</i>	0.619	0.669	<i>C. perspicillata</i>	0.538	2.778
<i>D. rotundus</i>	0.286	1.216	<i>S. luisi</i>	0.462	3.556
<i>G. soricina</i>	0.238	1.003	<i>L. hesperia</i>	0.308	0.222
<i>M. megalotis</i>	0.238	0.121	<i>C. brevicauda</i>	0.077	1.111
<i>C. villosus</i>	0.19	0.122	<i>M. molossus</i>	0.769	
<i>P. matapalensis</i>	0.19	0.122	<i>V. spectrum</i>	0.154	
<i>C. brevicauda</i>	0.095	0.274	<i>P. discolor</i>		4.889
<i>A. lituratus</i>	0.095	0.152	<i>L. silvicolium</i>		1.111
<i>P. discolor</i>	0.047	0.091	<i>P. hastatus</i>		0.556

Tabla 10. Comparación de las abundancias relativas de las especies de murciélagos, entre zonas disturbadas y no disturbadas, en el ecotono BTP-BSE, el Bosque Seco Ecuatorial (BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape (*Continuación*)

Especie	BPP-BSE		Especie	BSE	
	No Alterado	Alterado		No Alterado	Alterado
<i>E. hartii</i>	0.095		<i>M. crenulatum</i>		0.222
<i>C. greenhalli</i>	0.095		<i>D. youngi</i>		0.111
<i>C. auritus</i>	0.048		<i>M. nigricans</i>		0.111
<i>E. chiriquinus</i>	0.048				
<i>N. leporinus</i>	0.048				
<i>L. blossevillii</i>	0.048				
<i>M. crenulatum</i>		0.274			
<i>L. silviculum</i>		0.061			
<i>M. nigricans</i>		0.091			
<i>M. riparius</i>		0.061			
<i>R. velilla</i>		0.091			
<i>U. bilobatum</i>		0.061			

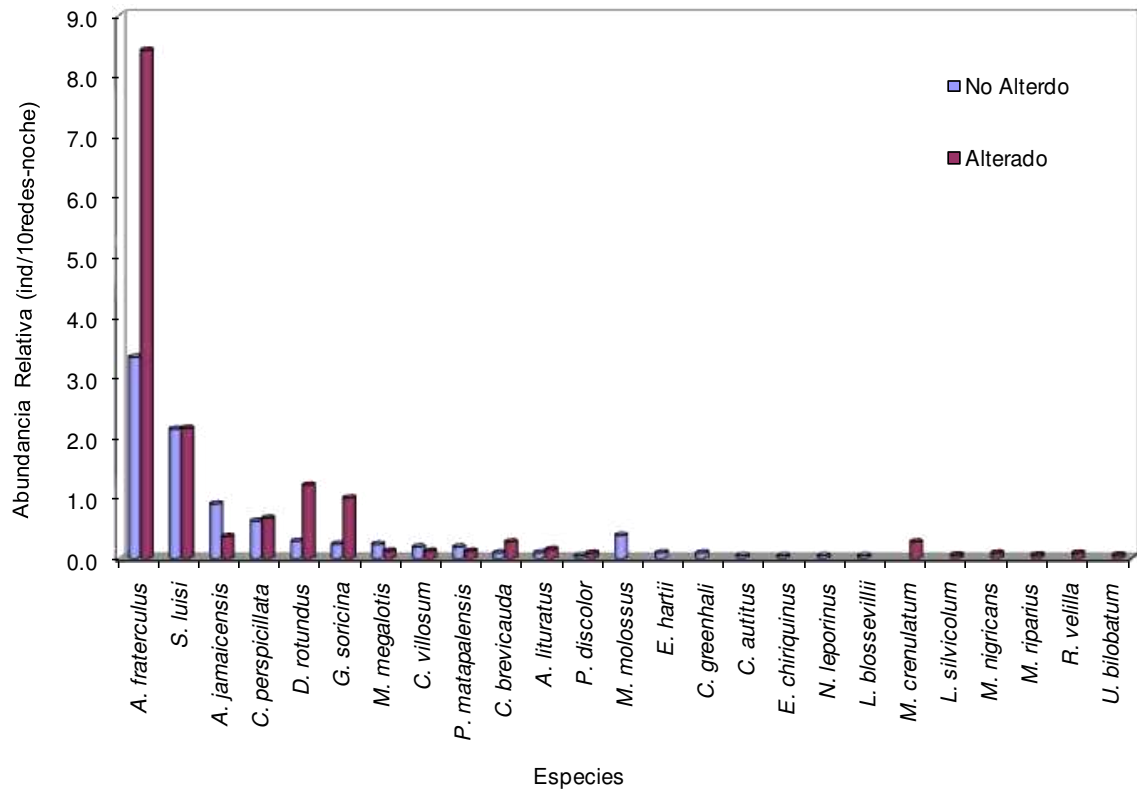


Figura 5. Abundancia relativas (ind./10-RN) de las especies de murciélagos registradas en el ecotono de Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape, comparando zonas disturbadas y no disturbadas

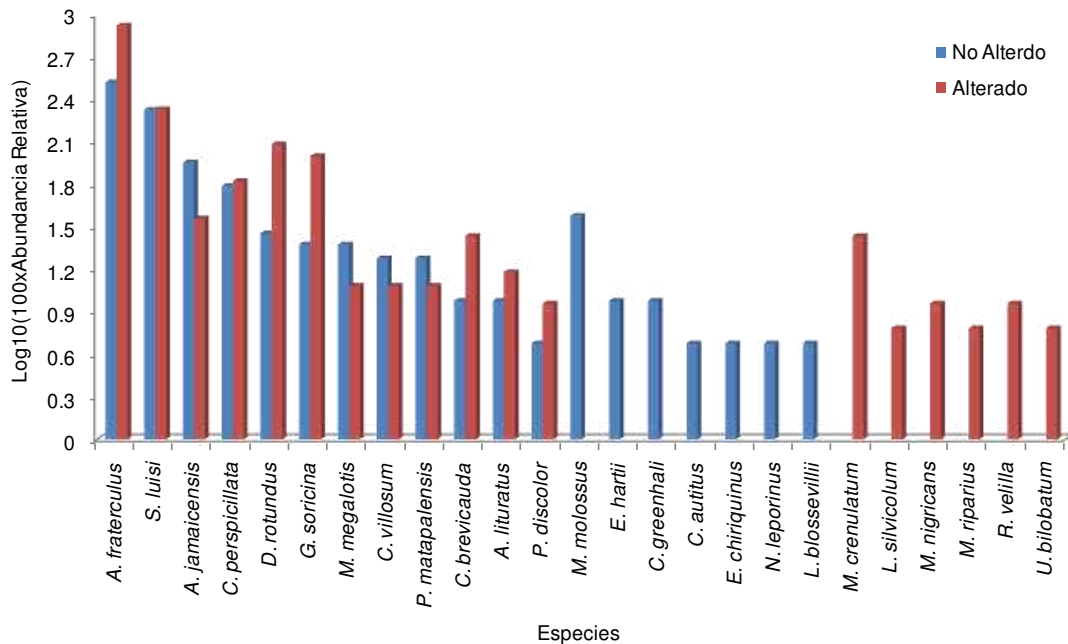


Figura 6. Logaritmo de cien veces la abundancia relativas (ind./10-RN) de las especies de murciélagos registradas en el ecotono de Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape, comparando zonas disturbadas y no disturbadas

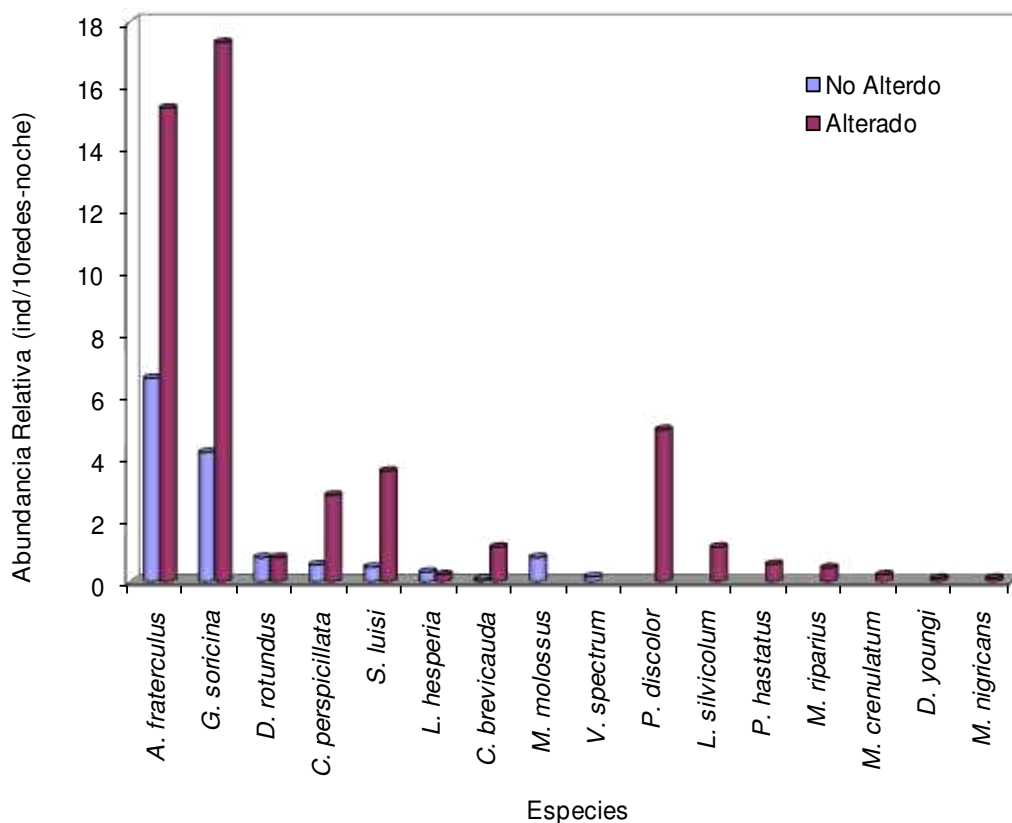


Figura 7. Abundancia relativas (ind./10-RN) de las especies de murciélagos registradas en el Bosque Seco Ecuatorial en el Parque Nacional Cerros de Amotape, comparando zonas disturbadas y no disturbadas

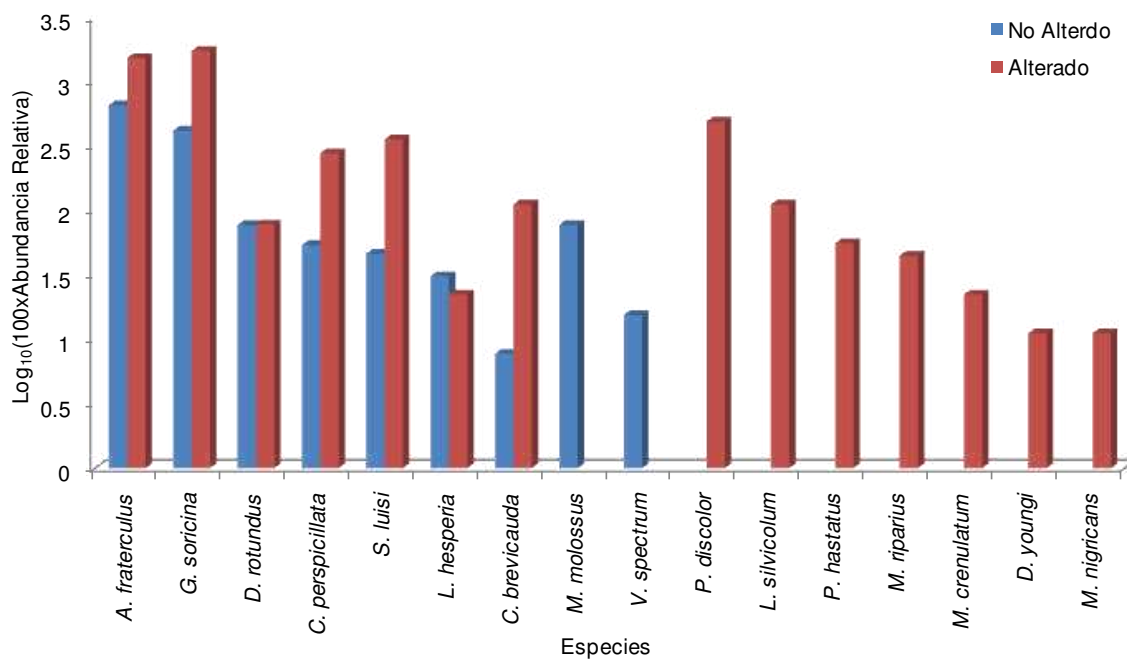


Figura 8. Logaritmo de cien veces la abundancia relativas (ind./10-RN) de las especies de murciélagos registradas en el Bosque Seco Ecuatorial en el Parque Nacional Cerros de Amotape, comparando zonas disturbadas y no disturbadas

5.5.1. *Diferencia significativas de las abundancias relativas, entre las zonas disturbadas y no disturbadas, por hábitat.*

En el ecotono de BTP-BSE se observa una diferencia significativa de las abundancias relativas, sólo en dos especies, *A. fraterculus* y *G. soricina*, incrementándose su abundancia en las zonas alteras, mientras que en las demás especies del ecotono no se encuentra diferencias significativas de su abundancia relativa entre las zonas disturbadas y no disturbadas (Tabla 11).

Tabla 11. Diferencias significativas de las abundancias relativas entre las zonas disturbadas y no disturbadas del ecotono, Bosque Tropical del Pacífico-Bosque Seco Ecuatorial (BTP-BSE) en el Parque Nacional Cerros de Amotape. Resultados del ANOVA, con dos factores (disturbados y no disturbados), 25 variables (especies) y un grado de libertad

Especies	SC	df	MC	Fischer (F)	Sig
<i>A. fraterculus</i>	376.187	1	376.187	10.561	<b>0.002</b>
<i>G. soricina</i>	7.154	1	7.154	5.915	<b>0.019</b>
<i>M. molossus</i>	1.656	1	1.656	3.845	0.056
<i>D. rotundus</i>	14.191	1	14.191	3.829	0.057
<i>M. crenulatum</i>	1.479	1	1.479	3.294	0.076
<i>R. velilla</i>	0.130	1	0.130	2.645	0.111
<i>C. brevicauda</i>	0.800	1	0.800	2.594	0.114
<i>M. nigricans</i>	0.093	1	0.093	2.574	0.116
<i>A. jamaicensis</i>	3.747	1	3.747	2.572	0.116
<i>C. greenhalli</i>	0.104	1	0.104	2.517	0.120
<i>M. riparius</i>	0.073	1	0.073	1.747	0.193
<i>U. bilobatum</i>	0.073	1	0.073	1.747	0.193
<i>L. silvicolum</i>	0.046	1	0.046	1.628	0.209
<i>C. auritus</i>	0.026	1	0.026	1.196	0.280
<i>E. chiriquinus</i>	0.026	1	0.026	1.196	0.280
<i>E. hartii</i>	0.104	1	0.104	1.196	0.280
<i>L. blossevillii</i>	0.026	1	0.026	1.196	0.280
<i>N. leporinus</i>	0.026	1	0.026	1.196	0.280
<i>P. discolor</i>	0.060	1	0.060	0.732	0.397
<i>C. perspicillata</i>	0.700	1	0.700	0.469	0.497
<i>M. megalotis</i>	0.168	1	0.168	0.397	0.532
<i>P. matapalensis</i>	0.022	1	0.022	0.095	0.759
<i>A. lituratus</i>	0.007	1	0.007	0.045	0.834
<i>C. villosum</i>	0.011	1	0.011	0.044	0.835
<i>S. luisi</i>	0.527	1	0.527	0.038	0.846

SC, suma de cuadrados; MC, media de cuadrados; df, grados de libertad; Sig, significancia.



En el BSE se observa una diferencia significativa de las abundancias relativas entre las zonas disturbadas y no disturbadas en las especies: *L. silviculum*, *S. luisi*, *C. perspicillata*, *P. discolor*, *G. soricina*, *P. hastatus* y *M. riparius*. Su abundancia relativa se incrementa en las zonas perturbadas, mientras que para el resto de las especies no se observa diferencias significativas en sus abundancias relativas (Tabla 12).

Tabla 12. Especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas, entre las zonas disturbadas y no disturbadas del Bosque Seco Ecuatorial (BSE). Resultados del ANOVA, con dos factores (disturbados y no disturbados), 16 variables (especies) y un grado de libertad

Especies	SC	df	MC	Fisher (F)	Sig
<i>L. silviculum</i>	6.566	1	6.566	19.062	<b>0.000</b>
<i>S. luisi</i>	50.911	1	50.911	9.656	<b>0.006</b>
<i>C. perspicillata</i>	26.668	1	26.668	9.073	<b>0.007</b>
<i>P. discolor</i>	127.111	1	127.111	8.987	<b>0.007</b>
<i>G. soricina</i>	923.762	1	923.762	8.316	<b>0.009</b>
<i>P. hastatus</i>	1.641	1	1.641	7.775	<b>0.011</b>
<i>M. riparius</i>	1.051	1	1.051	4.976	<b>0.037</b>
<i>A. fraterculus</i>	401.032	1	401.032	3.532	0.075
<i>C. brevicauda</i>	5.688	1	5.688	2.721	0.115
<i>V. spectrum</i>	0.126	1	0.126	1.488	0.237
<i>D. youngi</i>	0.066	1	0.066	1.477	0.238
<i>M. crenulatum</i>	0.263	1	0.263	1.477	0.238
<i>M. nigricans</i>	0.066	1	0.066	1.477	0.238
<i>M. molossus</i>	3.147	1	3.147	1.359	0.257
<i>L. hesperia</i>	0.039	1	0.039	0.063	0.804
<i>D. rotundus</i>	0.000	1	0.000	0.000	0.990

SC, suma de cuadrados; MC, media de cuadrados; df, grados de libertad; Sig, significancia.

## 5.6. Diversidad $\alpha$ y $\beta$

La diversidad global de la zona evaluada es alta ( $H' = 3.12$ ;  $D = 0.79$ ), pero al separarlas por hábitat, el BTP tiene la más alta diversidad ( $H' = 3.82$ ;  $D = 0.96$ ), en el ecotono (BTP-BSE) la diversidad también es alta ( $H' = 2.63$ ;  $D = 0.71$ ); y finalmente en el BSE la diversidad total fue un poco baja ( $H' = 2.5$ ;  $D = 0.74$ ) (Tabla 13).

Al separar el ecotono BTP-BSE en zonas disturbadas y no disturbadas, observamos que en las zonas no disturbadas la diversidad ( $H' = 2.94$ ;  $D = 0.79$ ) es un poco mayor que en las zonas disturbadas ( $H' = 2.41$ ;  $D = 0.67$ ). En el BSE

en las zonas no disturbadas presentan una diversidad un poco menor ( $H' = 2.08$ ;  $D = 0.67$ ) que las zonas disturbadas ( $H' = 2.50$ ;  $D = 0.75$ ) (Tabla 13).

Sin embargo en condiciones de máxima equidad la diversidad esperada, de acuerdo al número de especies, debería ser más alta ( $H'_{max}$ ,  $D_{max}$ ) especialmente en las zonas alteradas, esto demuestra cómo la dominancia de algunas especies (favorecidas por la disturbación) afecta la diversidad (Tabla 13).

Tabla 13. Diversidad de Shannon-Wiener, Simpson y Equidad, por ecosistema en el Parque Nacional Cerros de Amotape

	$H'(\log_2)$	$H'_{max}(\log_2)$	$H'(\ln)$	$H'_{max}(\ln)$	$E_H$	$D$	$D_{max}$	$E_D$
Total	3.115	4.585	2.159	3.178	0.602	0.792	0.972	0.814
BTP	3.820	4.585	2.648	3.178	0.833	0.956	0.958	0.998
BTP-BSE (Total)	2.631	4.644	1.824	3.219	0.567	0.707	0.960	0.736
BTP-BSE (No alterado)	2.941	4.248	2.038	2.944	0.692	0.792	0.947	0.836
BTP-BSE (Alterado)	2.411	4.170	1.671	2.890	0.578	0.665	0.944	0.704
BSE (Total)	2.495	4.000	1.730	2.773	0.624	0.740	0.938	0.789
BSE (No alterado)	2.081	3.170	1.442	2.197	0.656	0.674	0.889	0.758
BSE (Alterado)	2.495	3.807	1.730	2.639	0.655	0.856	0.929	0.921

$H'$ : índice de diversidad de Shannon-Wiener,  $H'_{max}$ : diversidad de Shannon-Wiener en máxima uniformidad,  $E_H$ : equidad de Shannon-Wiener,  $D$ : índice de diversidad de Simpson;  $D_{max}$ : diversidad de Simpson en máxima uniformidad,  $E_D$ : equidad de Simpson.

$H'(\log_2) = 1.4427 H'(\ln)$

### 5.7. Similitud entre Ecosistemas

Las similitudes de los ecosistemas evaluados, en relación a la composición de las especies de murciélagos, mediante el índice de *Jaccard* mostró, que el ecotono BTP-BSE y el BTP son semejantes en 0.51, mientras que la similitud de todo este grupo con el BSE es de 0.41. Además, la similitud del BTP con el BSE es de 0.3, siendo el BTP más similar al ecotono BTP-BSE; esto se debe al número de especies que comparten (Tabla 14, Figura 9). Al observar el índice de *Bray-Curtis* se puede ver que el ecotono BTP-BSE y el BSE tienen una similitud de 0.58, mientras este ecotono BTP-BSE con el BTP tiene una similitud de 0.29 y, finalmente, el BSE con el BTP tienen una similitud de 0.19, siendo el ecotono BTP-BSE y el BSE más similares entre sí, debido a que

las especies dominantes en el BSE lo son también en el ecotono BTP-BSE (Tabla 14, Figura 10).

Tabla 14. Índices de Similaridad entre los diferentes Ecosistemas muestreados en el Parque Nacional Cerros de Amotape

	<i>Bray - Curtis</i>			<i>Jaccard</i>		
	BTP	BTP-BSE	BSE	BTP	BTP-BSE	BSE
BTP	1	0.28969	0.18533	1	0.51515	0.3
BTP-BSE		1	0.57734		1	0.41379
BSE			1			1

BTP, Bosque Tropical del Pacífico; BSE, Bosque Seco Ecuatorial; BTP-BSE, ecotono entre el Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial

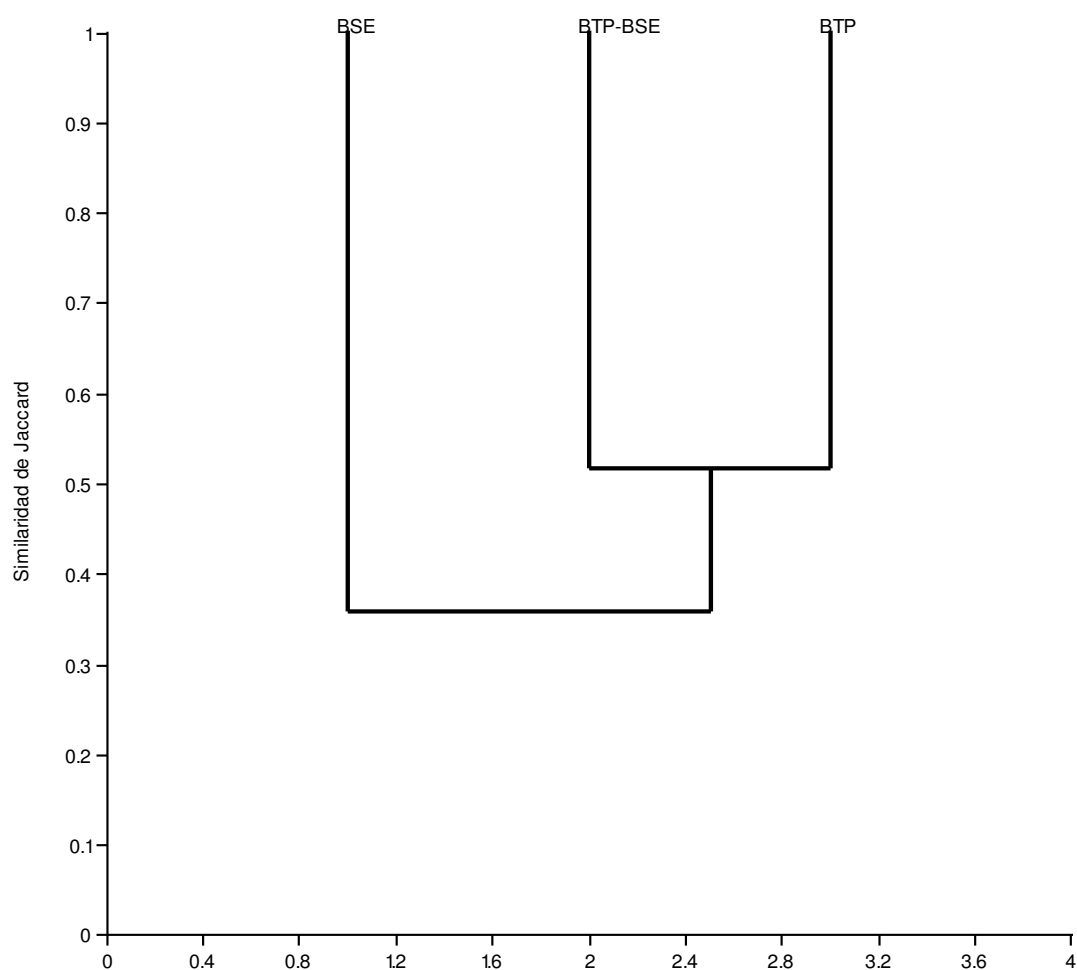


Figura 9. Dendrograma de similaridad de los ecosistemas, basado en las especies de murciélagos, según el índice de similaridad de Jaccard, de los diferentes ecosistemas muestreados en el Parque Nacional Cerros de Amotape. BTP, Bosque Tropical del Pacífico; BSE, Bosque Seco Ecuatorial; BTP-BSE, ecotono entre el Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial

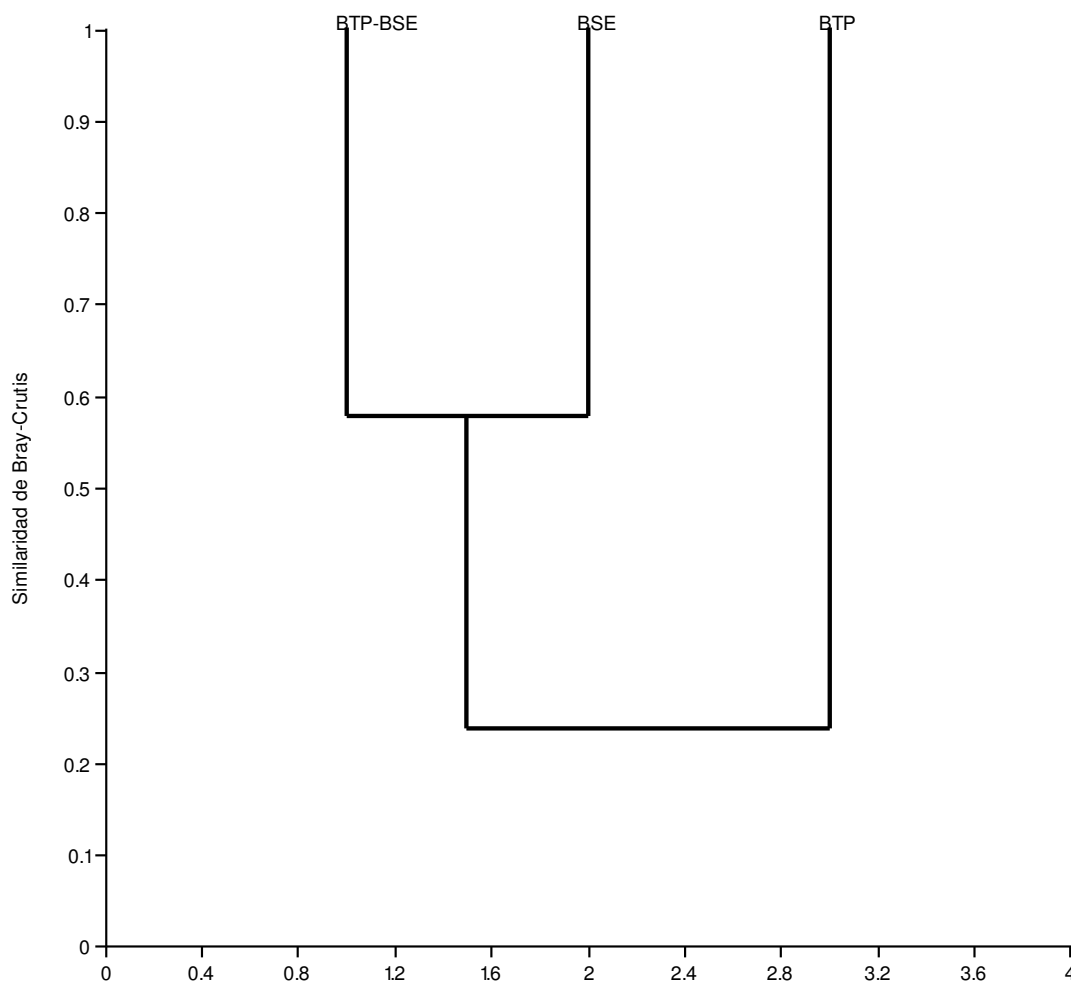


Figura 10. Dendrograma de similaridad de los ecosistemas, basado en las especies de murciélagos, según el índice de similaridad de Bray-Curtis, en el Parque Nacional Cerros de Amotape. BTP, Bosque Tropical del Pacífico; BSE, Bosque Seco Ecuatorial; BTP-BSE, ecotono entre el Bosque Tropical del Pacífico y Bosque Seco Ecuatorial

### 5.8. Predicción de Especies y Saturación

Después de analizar todos los registros desde el 2004 hasta el 2007, se registraron 36 especies, incluyendo cinco *singletons*: *Chrotopterus auritus*, *Chiroderma salvini*, *D. youngi*, *L. blossevillii* y *N. leporinus* y cinco *doubletons*: *A. geoffroyi*, *C. greenhalli*, *M. keaysi*, *T. discifera* y *V. spectrum*. Estos valores determinan que el número de especies probables ( $S_1^*$ ) en la zona es de 38.5 especies, siendo que la proporción  $Chao_1$  es igual a 0.94; es decir que los muestreos han cubierto más del 90% de las especies existentes en la zona (Tabla 15). Se observa también que, después de 89 días efectivos de muestreo, se registró 36 especies contenidas en 1475 individuos, y la curva de acumulación de especies empieza a saturarse (Figura 11, 12).

Tabla 15. Estimación de especies existentes en el Parque Nacional Cerros de Amotape, por ecosistema y estado de conservación

	$S_{obs}$	$a$	$b$	$S_1^*$	$Chao_1$ (clásico)
<b>Total</b>	<b>36</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>38.5</b>	<b>0.94</b>
BTP	23	3	8	25.6	0.90
BTP-BSE (Total)	26	4	5	26.6	0.98
BTP-BSE (Disturbado)	18	0	3	18	1.00
BTP-BSE (No disturbado)	19	5	5	21.5	0.84
BSE (Total)	16	2	2	17	0.94
BSE (Disturbado)	14	2	2	15	0.93
BSE (No disturbado)	9	1	1	10	0.93

BTP: Bosque Tropical del Pacífico; BSE: Bosque Seco Ecuatorial; BTP:BSE, ecotono;  $a$ : *Singleton*, número de especie que solo aparece una vez con un individuo;  $b$ : *Doubleton*, número de especie que aparece dos veces con un individuo cada vez;  $S_{obs}$ : Número de especies observadas;  $S_1^*$ : Número de especies estimadas;  $Chao_1$  (clásico): proporción de especies estimadas versus esperadas.

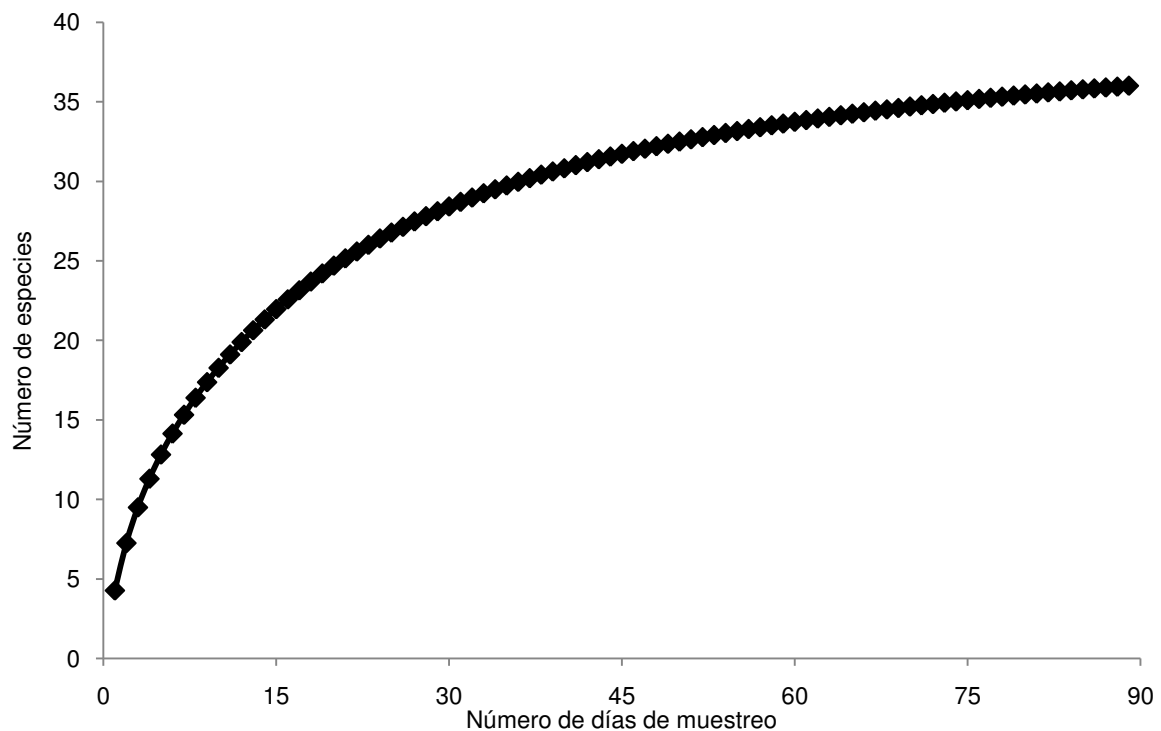


Figura 11. Curva de acumulación de especies de quirópteros, como resultado de 89 días de muestreo, registrando 36 especies, contenidas en 1475 individuos capturados en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

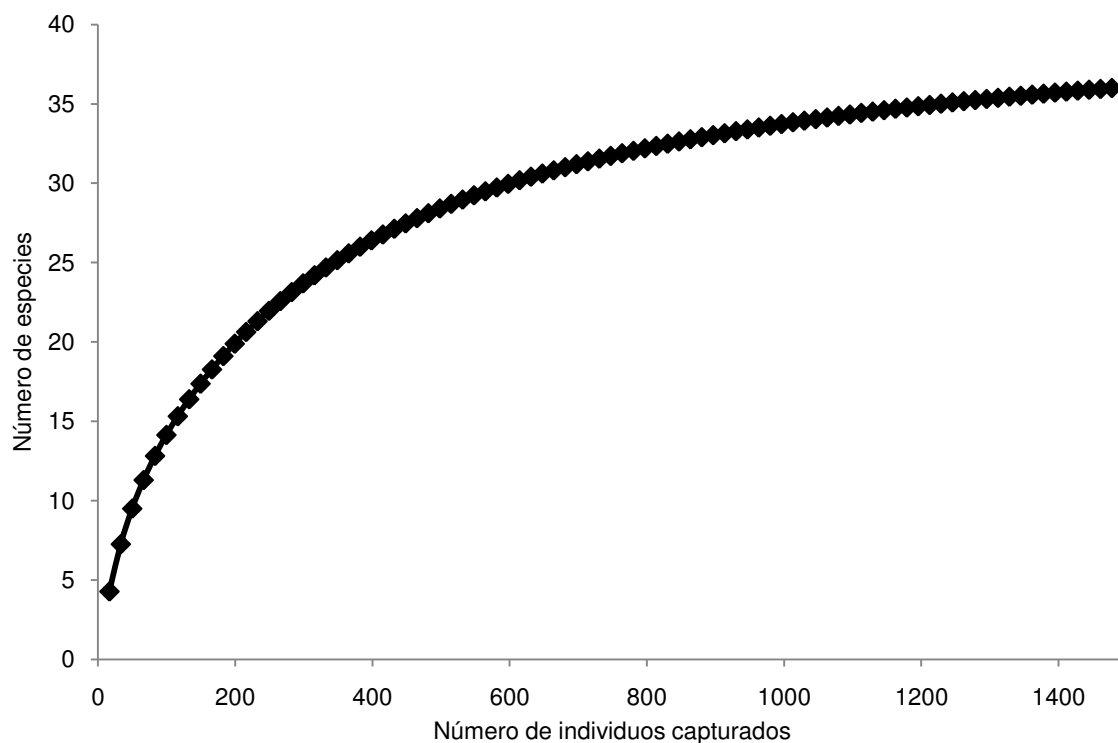


Figura 12. Curva acumulada de especies de quirópteros, por individuos; como resultado de 89 días de muestreo, registrando 36 especies contenidas en 1475 individuos capturados en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

Al separar el análisis de saturación y predicción de especies por ecosistema se puede apreciar que existen diferencias tanto en la saturación como en el número de especies.

En el Bosque Tropical del Pacífico (BTP) se han registrado 23 especies, dentro de las cuales se han encontrado tres *singletons* (*C. salvini*, *P. hastatus*, *U. bilobatum*) y ocho *doubletons* (*A. geoffroyi*, *Micronycteris minuta*, *Mimon crenulatum*, *Myotis keaysi*, *M. nigricans*, *M. riparius*, *R. velilla*, *T. discifera*). Esto nos permite estimar el número de especies probables ( $S_1^*$ ) que indica que debe existir un mínimo de 25.7. El  $Chao_1$ (clásico) muestran que nuestros muestreos han cubierto el 90% de las especies existentes en el área (Tabla 15). Se puede apreciar en la curva de acumulación de especies empieza a saturarse, registrándose 23 especies contenidas en 167 individuos con 27 días efectivos de muestreo (Figura 13, 14).

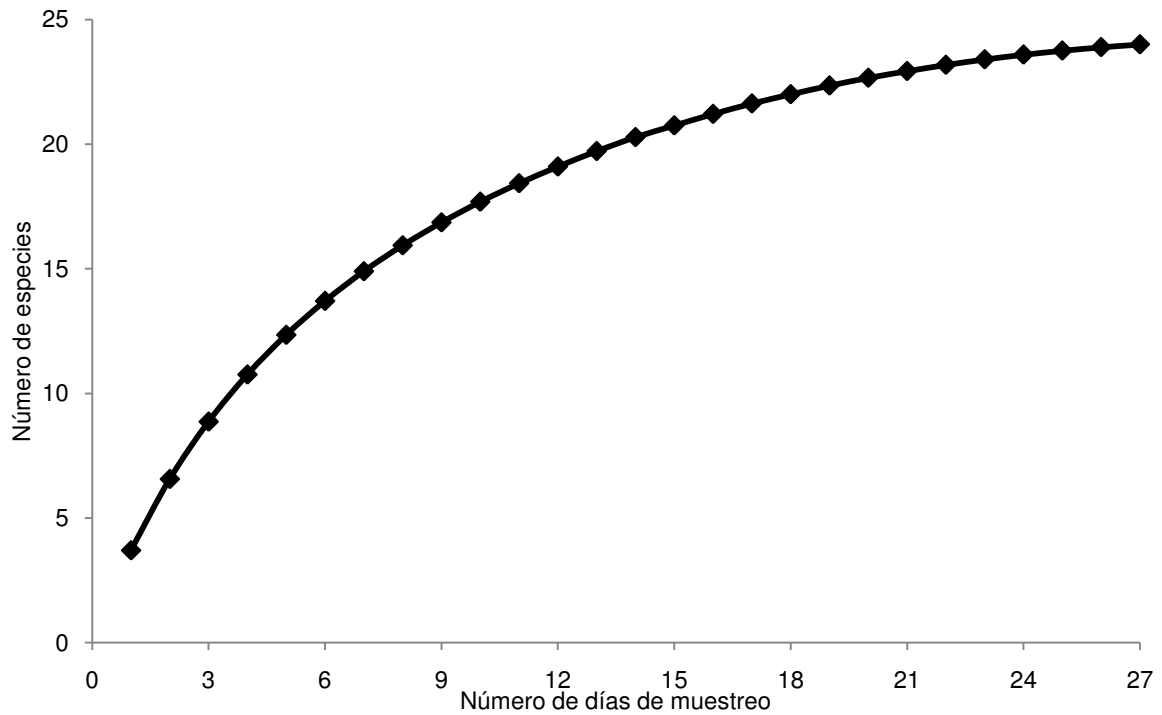


Figura. 13. Curva de especies acumuladas de quirópteros, por 27 días de evaluación, en el ecosistema BTP (Campo Verde y Naranjal), registrando 23 especies contenidos en 162 individuos.

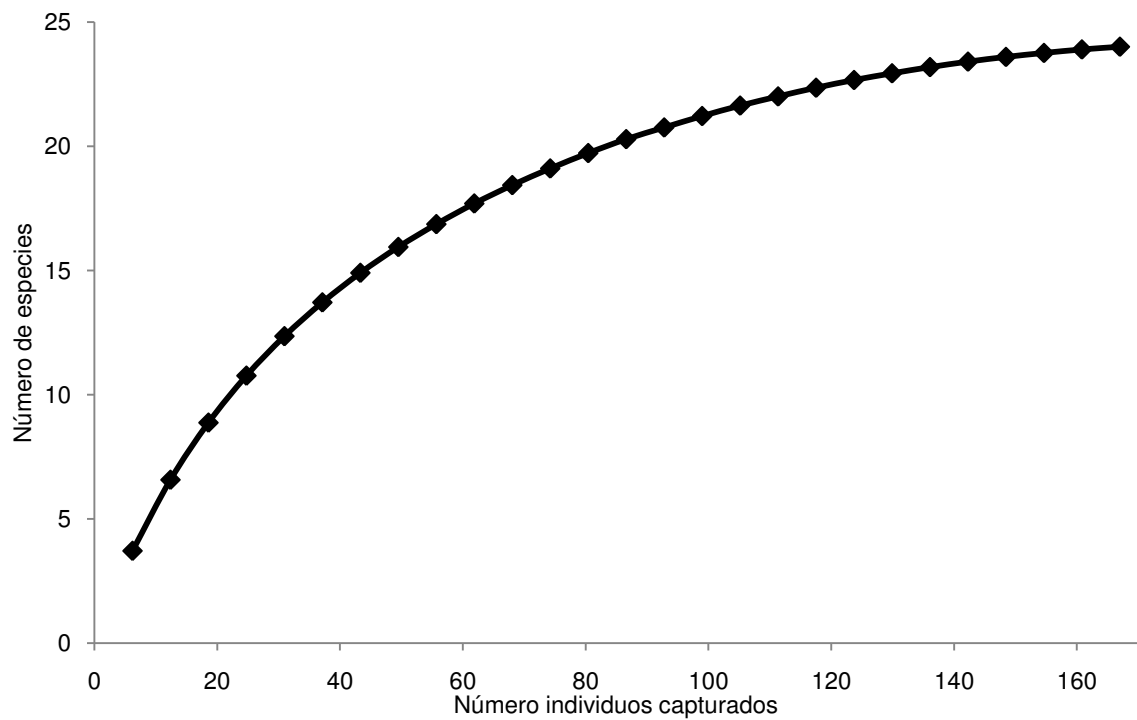


Figura 14. Curva de especies acumuladas de quirópteros, por individuos capturados en el ecosistema de BTP (Campo Verde y Naranjal) en 27 días de muestreo registrando 23 especies contenidos en 162 individuos.

En el ecotono (BTP-BSE) se han registrado 26 especies dentro de las cuales se encontraron cuatro *singletons* (*C. auritus*, *E. chiriquinus*, *L. blossevillii*, *N. leporinus*) y cinco *doubletons* (*E. hartii*, *L. silvicolum*, *C. greenhalli*, *M. riparius*, *U. bilobatum*). Esto nos permite estimar el número probable de especies ( $S_1^*$ ) que indica que debe existir un mínimo de 26.6 especies en el área. Además, el  $Chao_{1(clásico)}$  nos indica que los muestreos han cubierto el 98% de las especies existentes en el área (Tabla 15). Se puede apreciar en la curva de acumulación de especies que ésta empieza a saturarse registrándose 26 especies contenidas en 691 individuos con 46 días efectivos de muestreo (Tabla 15; Figuras 15, 16).

Al separar el ecotono en zonas disturbadas y no disturbadas tenemos, que en la primera se han registrado 18 especies (en 505 individuos con 25 días de muestreo), sin ningún *singleton*, pero sí tres *doubletons* (*L. silvicolum*, *M. riparius*, *U. bilobatum*). Esto nos permite decir que el número de especies observadas es igual al predicho ( $S_{obs} = S_1^*$ ) ó que el muestreo ha alcanzado el 100% de las especies existentes en el área (Tabla 15). Esto se puede observar también en la curva de acumulación de especies que ha alcanzado una asíntota después de registrar 18 especies en 505 individuos y 25 días efectivos de muestreo (Figuras 15, 16). En la parte no disturbada se han registrado 19 especies (en 192 individuos con 18 días de muestreo), conteniendo 5 *singletons* (*C. auritus*, *E. chiriquinus*, *L. blossevillii*, *N. leporinus*, *P. discolor*) y 5 *doubletons* (*E. hartii*, *L. silvicolum*, *C. greenhalli*, *M. riparius*, *U. bilobatum*). Esto nos permite decir que el número mínimo de especies existentes en el área no disturbada ( $S_1^*$ ) debe ser de 21.5 y que nuestro muestreo ha cubierto como máximo el 84 % de todas las especies existentes en dicha área (Tabla 15).

Se puede apreciar claramente las diferencias entre las zonas disturbadas y no disturbadas, del ecotono, siendo que en las zonas disturbadas hay 18 especies contenidas en 505 individuos y en las zonas no disturbadas 19 especies contenidas en 192 individuos, respectivamente (Figura 15, 16).



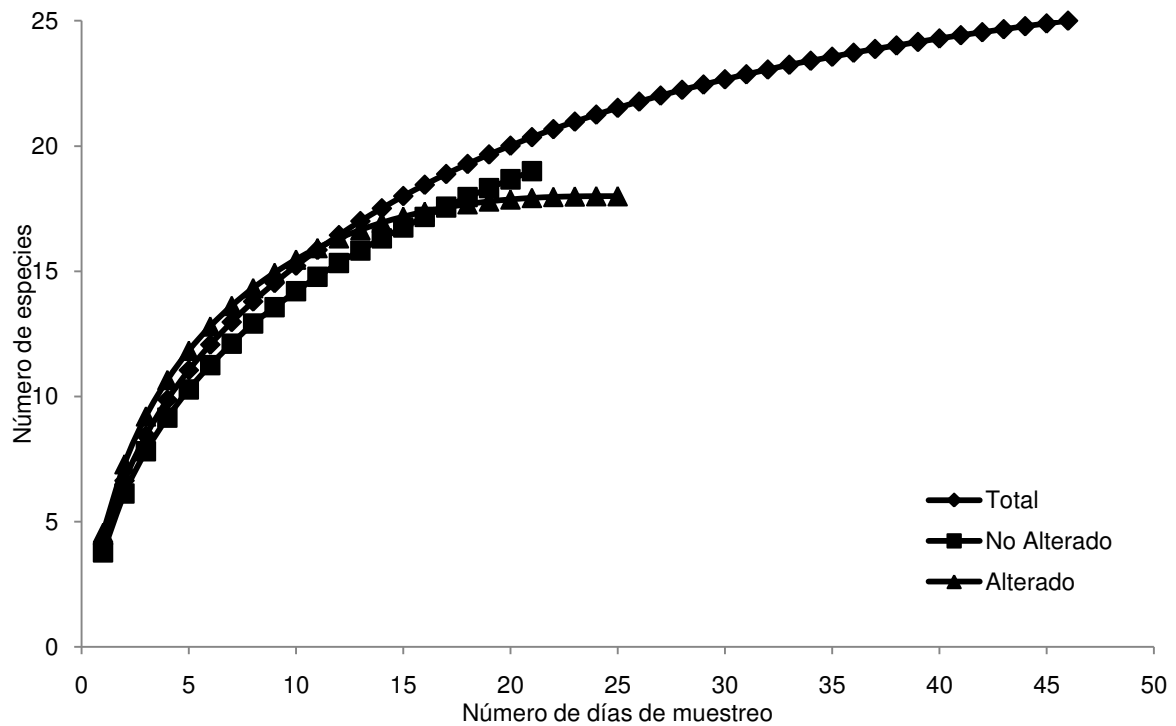


Figura 15. Curva acumulada de especies de quirópteros, por días de muestreo (46, en los que se registra un total de 25 especies) en el ecotono BTP-BSE, en la que se muestra la diferencia entre las zonas disturbadas y no disturbadas

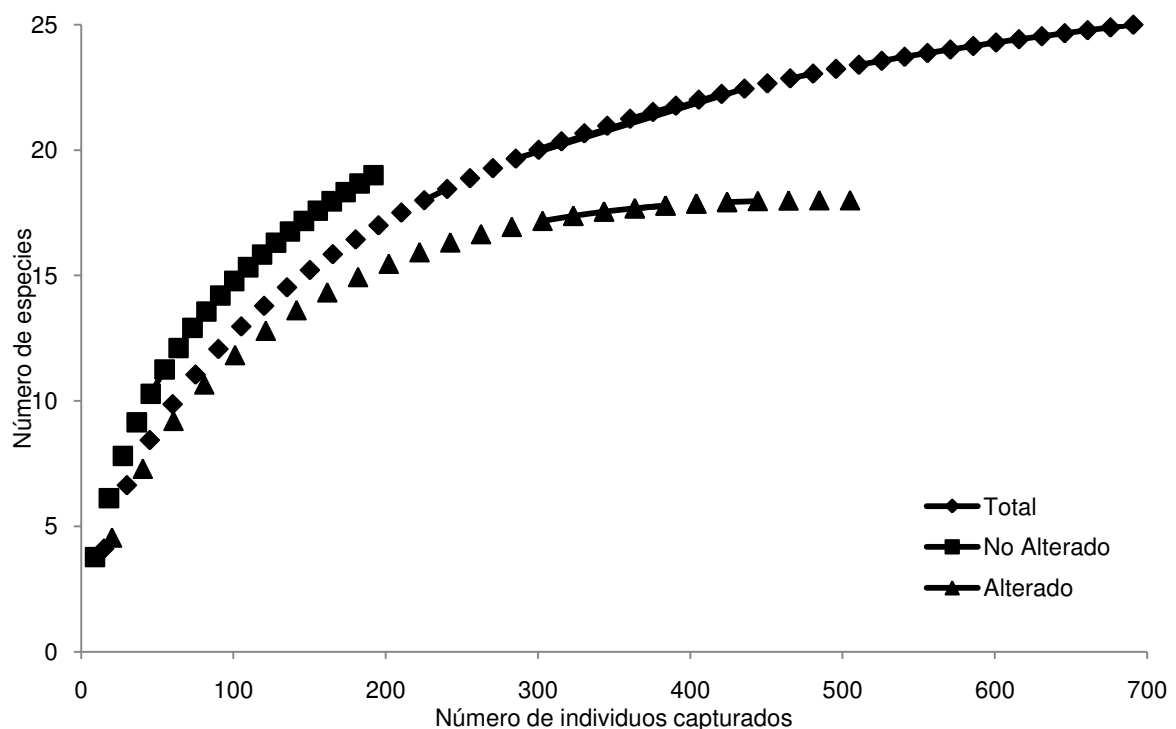


Figura 16. Curva acumulada de especies de quirópteros, por individuos capturados (691, en los que se registra un total de 25 especies) en el ecotono BTP-BSE, en la que se muestra la diferencia entre las zonas disturbadas y no disturbadas.

En el Bosque Seco Ecuatorial (BSE) se han registrado un total de 16 especies, dentro de los cuales se han encontrado dos *singletons* (*D. youngi*, *M. nigricans*) y dos *doubletons* (*M. crenulatum*, *V. spectrum*). Esto nos permite estimar el número de especies probables ( $S_1^*$ ), lo que debe existir un mínimo de 17 especies en el área, y además el  $Chao_{1(clásico)}$  nos muestra que nuestro muestreo ha cubierto en 94% de éstas (Tabla 15). Se puede apreciar que la curva de acumulación de especies aún no llega a una asíntota, registrándose un total de 16 especies contenidas en 615 individuos capturadas en este ecosistema, con 65 días efectivos de muestreo (Figuras 17, 18).

Al separar el Bosque Seco en zonas disturbadas y no disturbadas, tenemos que en las zonas disturbadas se han registrado 14 especies, conteniendo dos *singletons* (*D. youngi*, *M. nigricans*) y dos *doubletons* (*M. crenulatum*, *L. hesperia*), lo cual nos permite estimar el número de especies probables ( $S_1^*$ ), lo que nos indica que debe existir un mínimo de 15 especies en la zona, y el  $Chao_{1(clásico)}$  nos indica que nuestro muestreo cubrió el 93% de las especies existentes en el área. También se puede observar que la curva de acumulación empieza a alcanzar una asíntota, con el registro de 14 especies contenidos en 436 individuos capturados, en nueve días de muestreo. Para las zonas no disturbadas se han registrado nueve especies (contenidas en 179 individuos capturados, con 13 días efectivos de muestro), entre las cuales se ha encontrado un *singleton* (*C. brevicauda*) y un *doubleton* (*V. spectrum*). Se estima el número de especies probables ( $S_1^*$ ), indicándonos que debe existir mínimo 10 especies en el área no disturbada; y el  $Chao_{1(clásico)}$  nos indica que el muestreo ha cubierto el 93% de las especies existentes (Tabla 15, Figuras 17, 18).

Se puede apreciar que las curvas de acumulación dentro de las zonas no disturbadas aún están con una pendiente ascendente (Figura 17, 18), lo cual nos indica que aún falta por registrar muchas más especies. La diferencia entre las zonas disturbadas y no disturbadas en el BSE, es que en la primera se han registrado 14 especies contenidas en 436 individuos capturados en 13 días; y en la segunda se han registrado 9 especies contenidas en 179 individuos capturados en 13 días (Figura 17, 18).

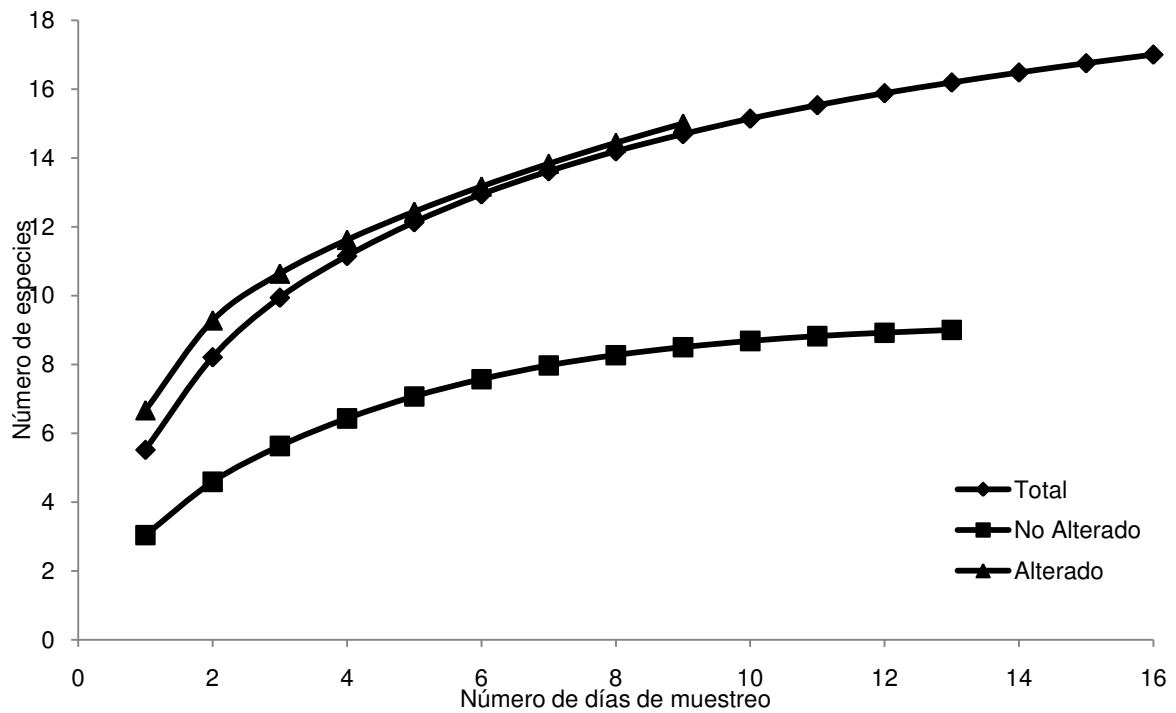


Figura. 17. Curva acumulada de especies de quirópteros, por días de muestreo (16, en los que se registraron 17 especies) en BSE, en la que se muestra la diferencia entre las zonas disturbadas y no disturbadas.

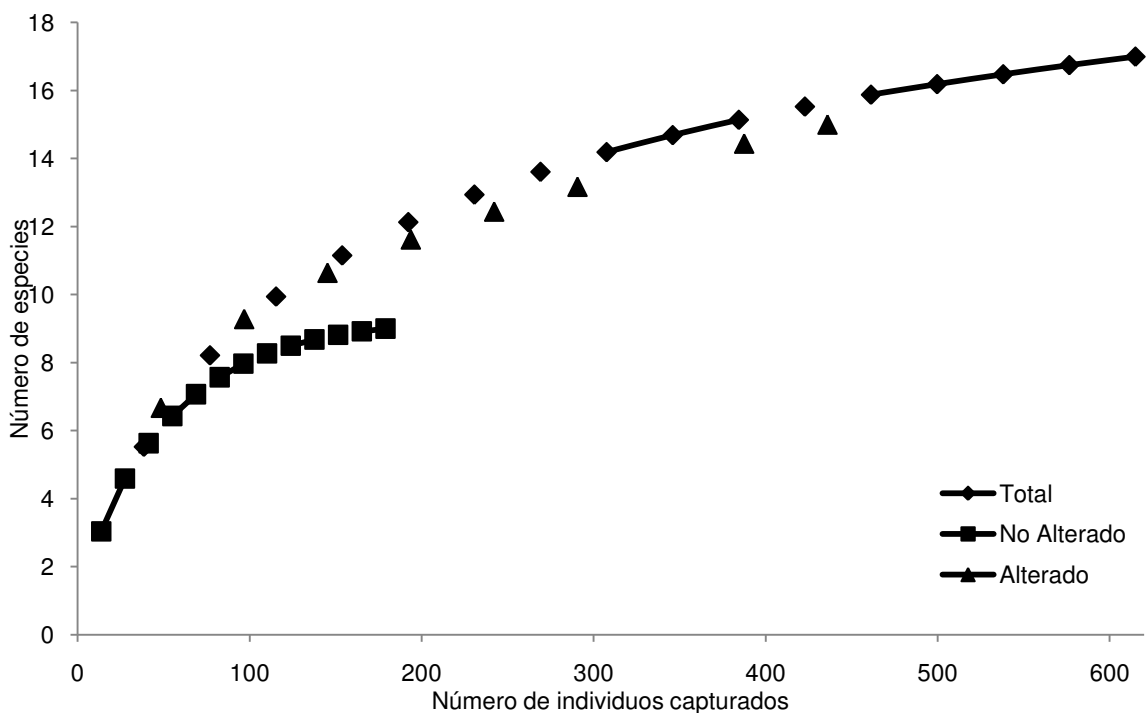


Figura 18. Curva acumulada de especies de quirópteros, por individuos capturados (615, en los que se ha registrado un total de 17 especies) en BSE, en la que se muestra la diferencia entre las zonas disturbadas y no disturbadas.

El valor de  $Chao_1 = 0.94$ , nos indica que deberían existir 38.3 especies como mínimo. Agregando los registros previos (Thomas y Thomas, 1977; Koopman 1978; Graham y Barkley, 1984; Rodríguez, 1998; Pacheco *et al.*, 2007; Pacheco *et al.*; 2009) suman un total de 42 especies presentes en el área, distribuidos en seis familias y en 31 géneros (Tabla 16).

Tabla 16. Lista de especies de murciélagos registrados en el Parque Nacional Cerros de Amotape, por localidad y ecosistema, a lo largo de todas las investigaciones realizadas

Taxón	Hábitat	BTP		BTP-BSE				BSE	
	Registros previos	Campo Verde	Naranjos	Faical	Carriza lillo	Cochas	Yerbales	Angostura	Bocana Carrillo
<b>Familia</b>									
<b>Emballonuridae</b>									
<i>Saccopteryx bilineata</i>	2								
<b>Familia Noctilionidae</b>									
<i>Noctilio leporinus</i>	2, 6			X					
<b>Familia</b>									
<b>Phyllostomidae</b>									
<b>Subfamilia</b>									
<b>Phyllostominae</b>									
<i>Chrotopterus auritus</i>	6			X					
<i>Lophostoma silvicolum</i>	6				X	X		X	
<i>Micronycteris megalotis</i>	2, 6	X	X	X	X	X	X		
<i>Micronycteris minuta</i>	6	X	X				X		
<i>Mimon crenulatum</i>	6		X		X			X	
<i>Phyllostomus hastatus</i>	2, 6	X						X	
<i>Phyllostomus discolor</i>	1, 6			X	X			X	
<i>Vampyrus spectrum</i>	6							X	
<b>Subfamilia</b>									
<b>Desmodontinae</b>									
<i>Desmodus rotundus</i>	1, 4, 6	X		X	X	X	X	X	X
<i>Diaemus youngi</i>	6							X	
<b>Subfamilia</b>									
<b>Glossophaginae</b>									
<i>Lonchophylla hesperia</i>	6							X	
<i>Anoura geoffroyi</i>	6		X						
<i>Choeroniscus minor</i>	3, 6								
<i>Glossophaga soricina</i>	2, 4, 6	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Subfamilia Carolliinae</b>									
<i>Carollia perspicillata</i>	2, 6	X	X	X	X		X	X	X
<i>Carollia brevicauda</i>	6	X	X	X	X			X	
<b>Subfamilia</b>									
<b>Stenodermatinae</b>									
<i>Artibeus fraterculus</i>	1, 4, 6	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Artibeus jamaicensis</i>	3	X	X	X	X	X	X		
<i>Artibeus lituratus</i>	6	X	X	X		X	X		
<i>Artibeus rufus</i>	6	X	X						
<i>Enchisthenes hartii</i>	6	X	X	X					
<i>Chiroderma salvini</i>	6		X						

Tabla 16. Lista de especies de murciélagos registrados en el Parque Nacional Cerros de Amotape, por localidad y ecosistema, a lo largo de todas las investigaciones realizadas (*Continuación*)

<i>Chiroderma villosum</i>	6			X	X				
<i>Sturnira luisi</i>	4, 6	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Uroderma bilobatum</i>	2, 6				X				
<i>Vampyressa thyone</i>	4, 6	X	X				X		
<i>Platyrrhinus matapalensis</i>	4, 6			X		X	X		
<b>Familia Furipteridae</b>									
<i>Amorphochilus schnablii</i>	4								
<b>Familia Thyropteridae</b>									
<i>Thyroptera discifera</i>	6	X							
<b>Familia Vespertilionidae</b>									
<i>Eptesicus chiriquinus</i>	6	X		X					
<i>Eptesicus innoxius</i>	5								
<i>Lasiurus blossevillii</i>	6			X					
<i>Lasiurus ega</i>	4								
<i>Myotis albescens</i>	4								
<i>Myotis keaysi</i>	6	X	X						
<i>Myotis nigricans</i>	6	X	X			X	X	X	
<i>Myotis riparius</i>	6	X	X		X			X	
<i>Rhogeessa velilla</i>	6	X	X		X		X		
<b>Familia Molossidae</b>									
<i>Cynomops greenhalli</i>	7			X					
<i>Molossus Molossus</i>	1, 6			X				X	X
Total de especies		20	19	19	15	10	13	16	3
Total por hábitat		23		27			16		

Reportes previos: 1= Thomas y Thomas (1977), 2= Koopman (1978), 3= Graham y Barkley (1984), 4= Rodríguez (1998), 5= de catálogo (LSUMZ 24504), 6 = Pacheco *et al.*, (2007), 7 = Pacheco *et al.*, (2009).

### 5.9. Análisis de Gradiente

El análisis de la gradiente de elevación mostró que no existe relación entre la altitud y el número de especies a lo largo de la gradiente ( $r = 0.176$ ) (Tabla 17, Figura 19). Pero al separar las especies por cada gremio alimenticio (frugívoro, nectarívoro e insectívoro) sí se observa lo siguiente:

El número de especies frugívoras tienen una relación moderadamente positiva con la elevación ( $r = 0.58$ ) (Tabla 17, Figura 20). En cuanto a su distribución altitudinal algunas especies se encontraron en toda la gradiente (*A. fraterculus*, *S. luisi*, *C. perspicillata*, *C. brevicauda*) otras se fueron agregando exclusivamente en la parte media o alta (*A. jamaicensis*, *A. lituratus*, *P. matapalensis*, *A. ravus*, *V. thyone*).

En el número de especies nectarívoras, se encuentra una moderada correlación negativa con la elevación ( $r = -0.52$ ) (Tabla 17, Figura 21), ya que en la parte baja se registró a *G. soricina* y *L. hesperia*, en la parte media sólo a *G. soricina* y en la parte alta tenemos sólo *A. geoffroyi*.

En el caso de la especies insectívoras, no se ha encontrado que el número de éstas tenga relación con la elevación ( $r = 0.094$ ) (Tabla 17, Figura 22) estando distribuidas casi uniformemente el mismo número de especies, en todas la altitudes.

Tabla 17. Correlación entre la elevación y el número de especies totales, por gremio alimenticio y las abundancias de las especies en el Parque Nacional Cerros de Amotape

Variable	Correlación	p	Variable	Correlación	p
Abundancia relativa Total	-0.6419	0.062	Abundancia relativa de <i>D. rotundus</i>	-0.3901	0.516
Abundancia relativa de Frugívoros	-0.497	0.173	Abundancia relativa de <i>P. discolor</i>	-0.5636	0.619
Abundancia relativa de Nectarívoros	-0.713	0.031	Abundancia relativa de <i>C. brevicauda</i>	-0.4662	0.351
Abundancia relativa Insectívoros	-0.5624	0.115	Abundancia relativa de <i>M. megalotis</i>	0.866	0.333
Número de especies (Total)	0.1763	0.65	Abundancia relativa de <i>M. Molossus</i>	0.3273	0.788
Número de especies Frugívoros	0.5799	0.102	Abundancia relativa de <i>A. ravus</i>	0.6547	0.546
Número de especies Nectarívoros	-0.5236	0.148	Abundancia relativa de <i>M. crenulatum</i>	-1	--
Número de especies Insectívoros	0.0943	0.809	Abundancia relativa de <i>V. thyone</i>	$1.79 \times 10^{-15}$	--
Abundancia relativa de <i>A. fraterculus</i>	-0.541	0.21	Abundancia relativa de <i>A. lituratus</i>	$1.76 \times 10^{-15}$	--
Abundancia relativa de <i>G. soricina</i>	-0.654	0.231	Abundancia relativa de <i>M. riparius</i>	-0.5	0.667
Abundancia relativa de <i>S. luisi</i>	-0.5369	0.214	Abundancia relativa de <i>P. hastatus</i>	-1	--
Abundancia relativa de <i>C. perspicillata</i>	-0.5168	0.19	Abundancia relativa de <i>E. hartii</i>	-0.5322	0.643
Abundancia relativa de <i>A. jamaicensis</i>	0.457	0.439			

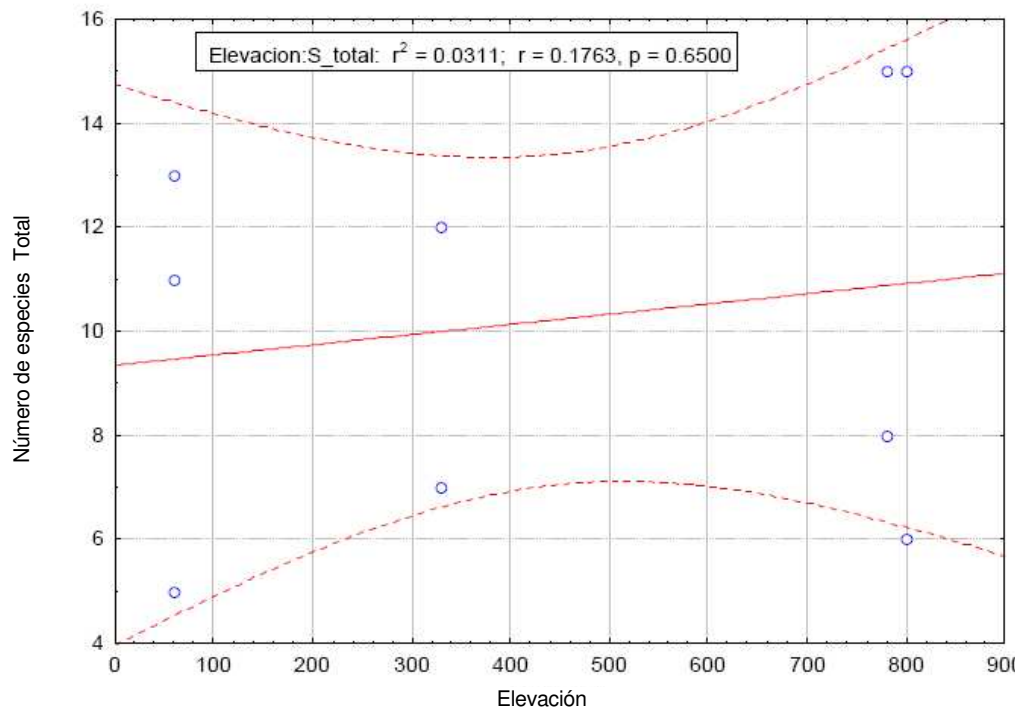


Figura 19. Regresión entre el número total de especies de murciélagos, *versus* la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

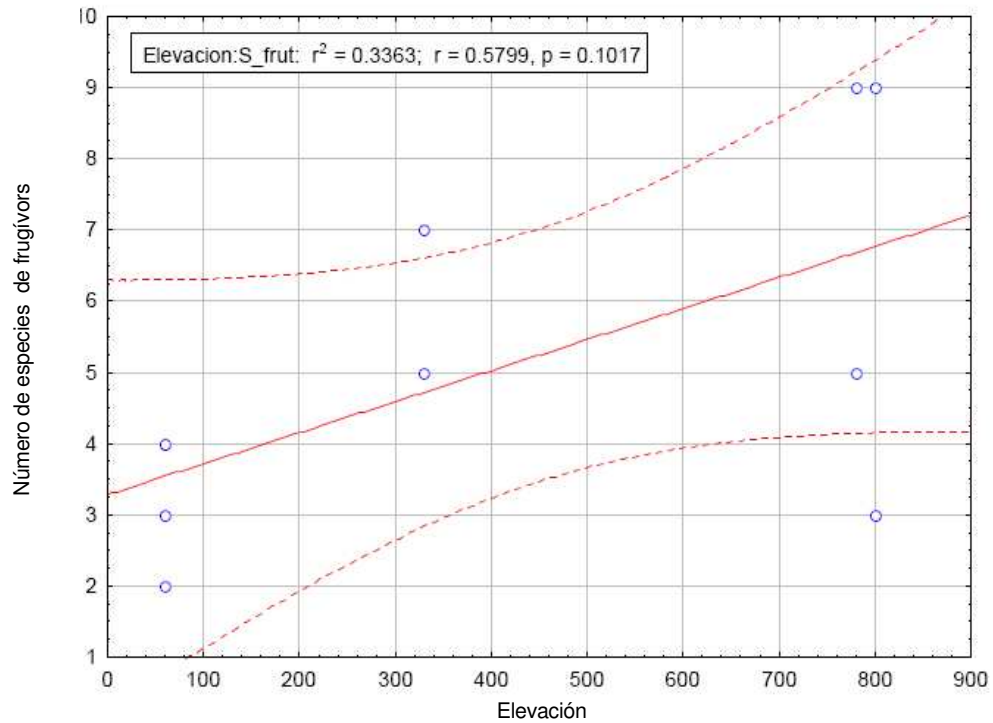


Figura 20. Regresión del número de especies de murciélagos frugívoros con la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape

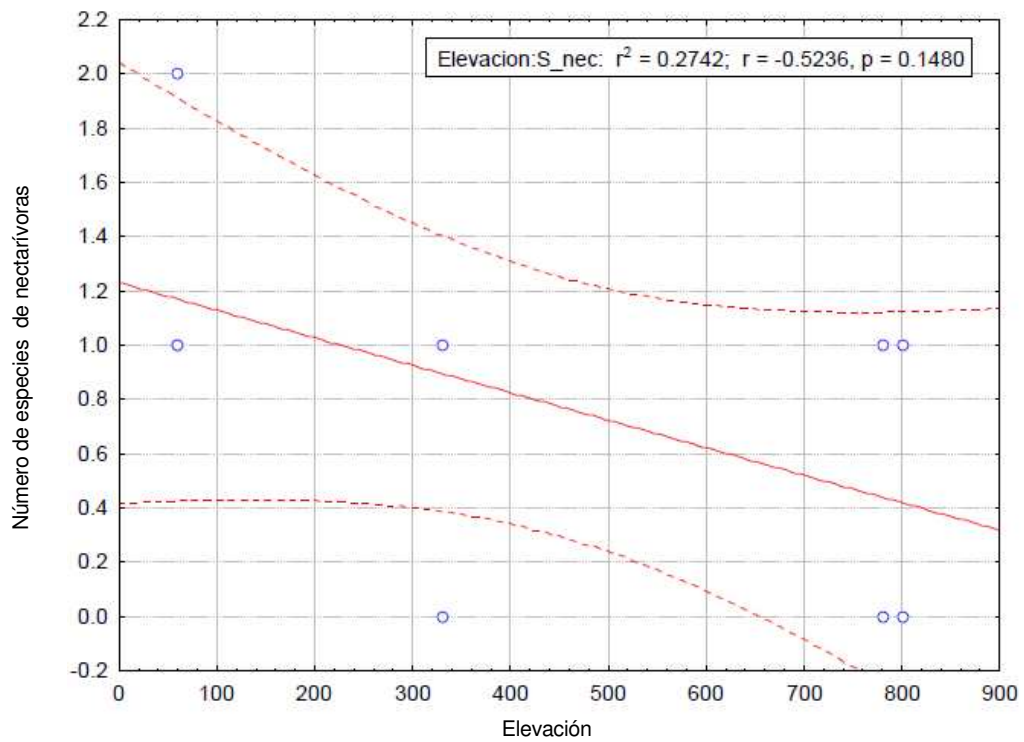


Figura 21. Regresión del número de especies de murciélagos nectarívoros con la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape

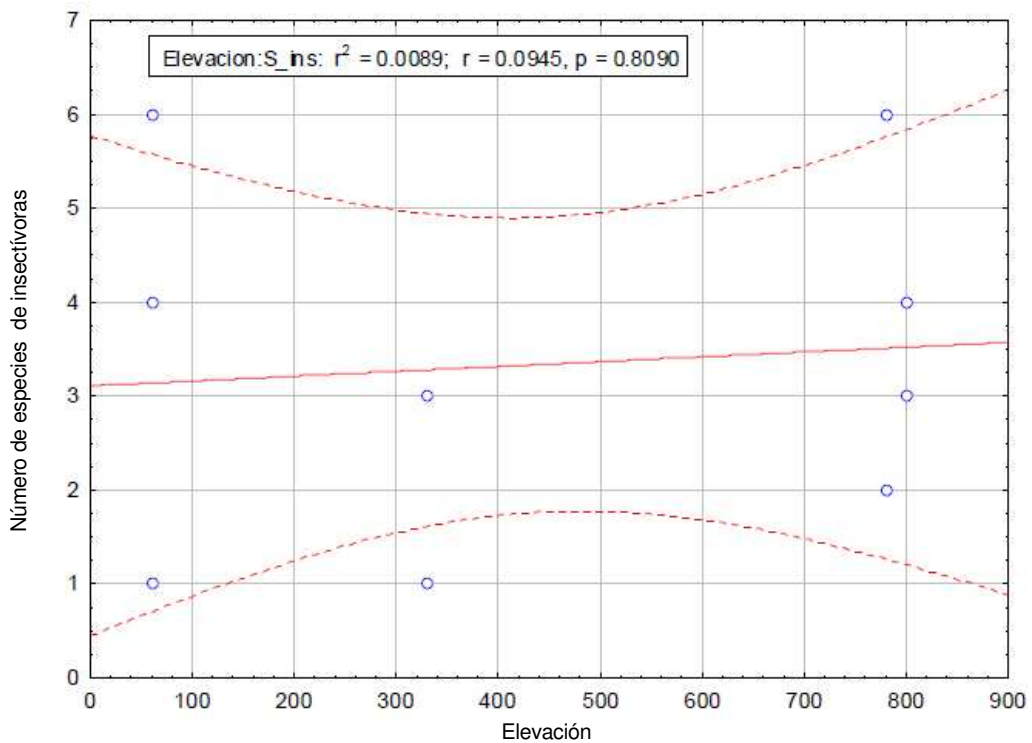


Figura 22. Regresión del número de especies de murciélagos insectívoros con la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape



En cuanto a la variación de la abundancia relativa de las especies a lo largo de esta gradiente, el patrón general es la disminución de la abundancia conforme se incrementa la elevación ( $r = -0.64$ ) (Tabla 17, Figura 23). Un análisis por gremio alimenticio también presenta la misma tendencia general a la disminución conforme se incrementa la elevación ( $r = -0.48$ ;  $r = -0.71$ ;  $r = -0.56$ , para frugívoros, nectarívoros e insectívoros, respectivamente) (Tabla 17, Figuras 24, 25, 26).

Al analizar por especie se observa que muchas cambian su abundancia a lo largo de la gradiente de elevación, así tenemos que *A. fraterculus* ( $r = -0.54$ ), *G. soricina* ( $r = -0.65$ ), *S. luisi* ( $r = -0.54$ ), *E. hartii* ( $r = -0.53$ ) *C. perspicillata* ( $r = -0.52$ ), *P. discolor* ( $r = -0.56$ ), *C. brevicauda* ( $r = -0.47$ ) presentan una correlación negativa de su abundancia con la elevación (Tabla 17), es decir su abundancia disminuye conforme se incrementa la elevación. Sólo en pocas especies se observa una correlación positiva de su abundancia con la elevación, en *M. megalotis* ( $r = 0.86$ ), *A. ravus* ( $r = 0.65$ ) y *A. jamaicensis* ( $r = 0.46$ ) (Tabla 17). Es decir, incrementan su abundancia con la elevación. Pero otras presentan valores muy bajos como *V. thylene*, *P. matapalensis*, *A. lituratus*, para calcular una correlación, ya que su densidad relativa es también bastante baja.

El cambio en la abundancia relativa de las especies de las zonas bajas hacia las zonas altas es que algunas especies son propias de zonas bajas secas (ejm.: *A. fraterculus*, *S. luisi*) y se hacen un poco más escasas en las zonas húmedas. Y al contrario, las especies de las zonas húmedas se incrementan (*A. jamaicensis*, *A. ravus*, *M. megalotis*) conforme aumenta la elevación, sugiriendo que la humedad es un factor determinante.

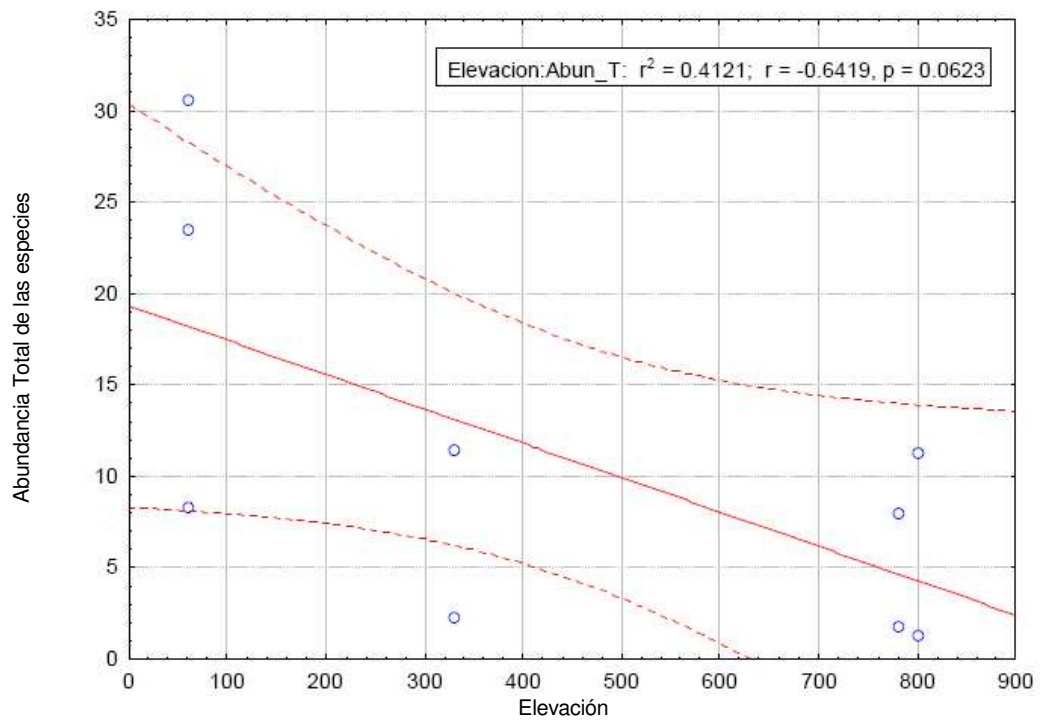


Figura 23. Regresión de la abundancia total de las especies de murciélagos *versus* la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

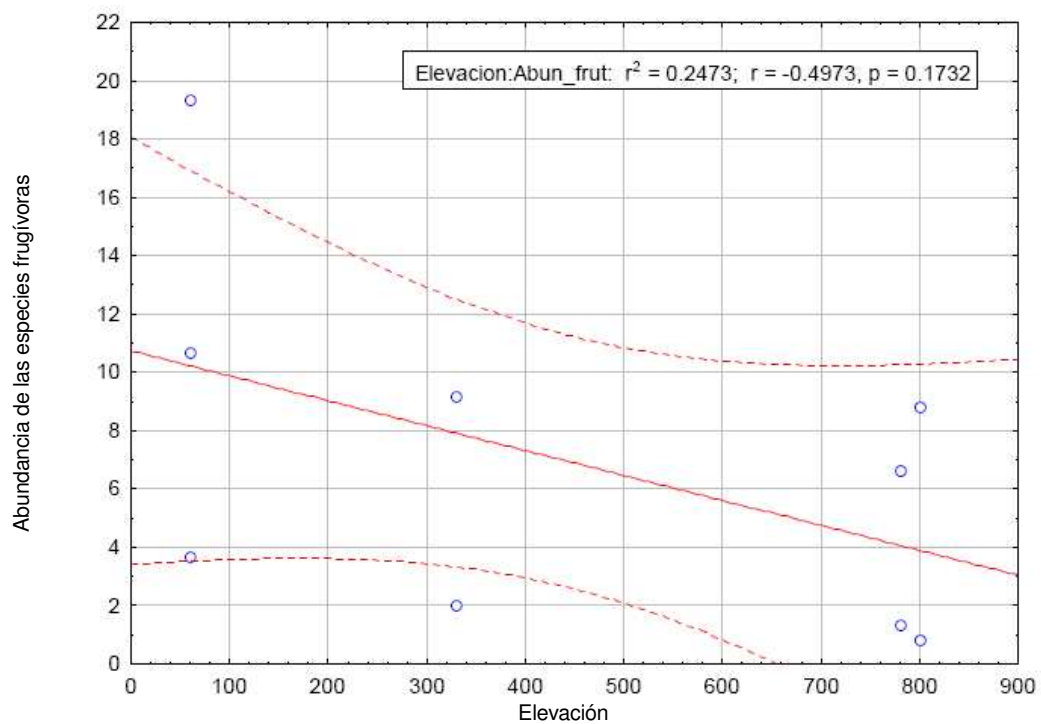


Figura 24. Regresión de la abundancia de las especies de murciélagos frugívoros *versus* la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

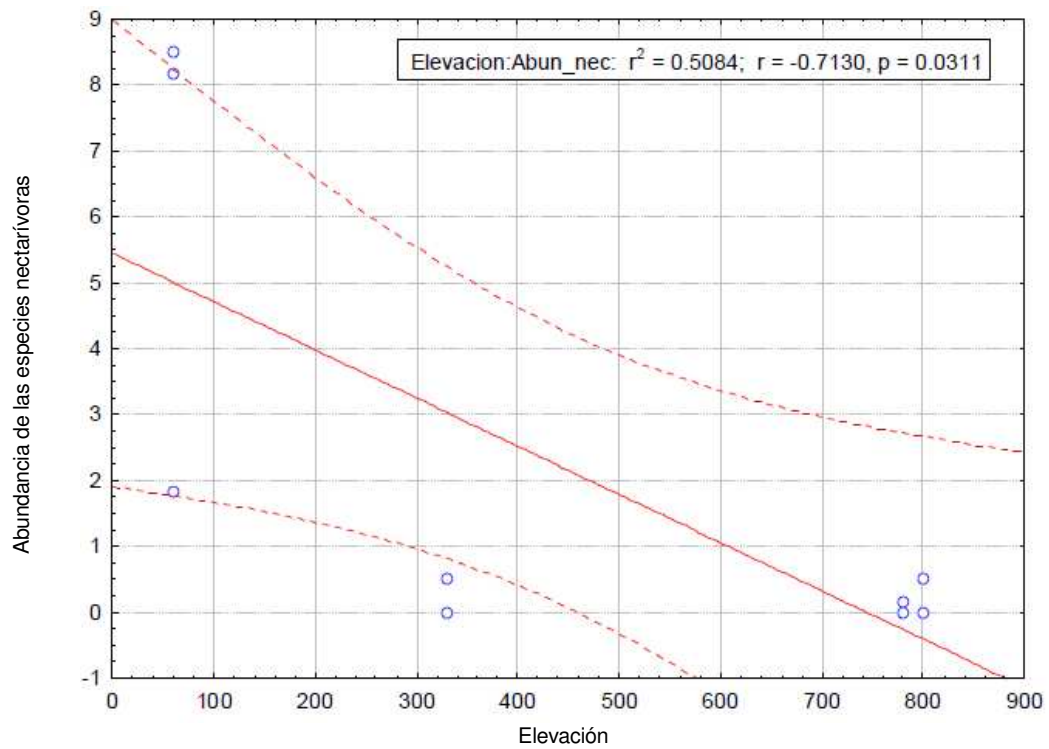


Figura 25. Regresión de la abundancia de las especies de murciélagos nectarívoras versus la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

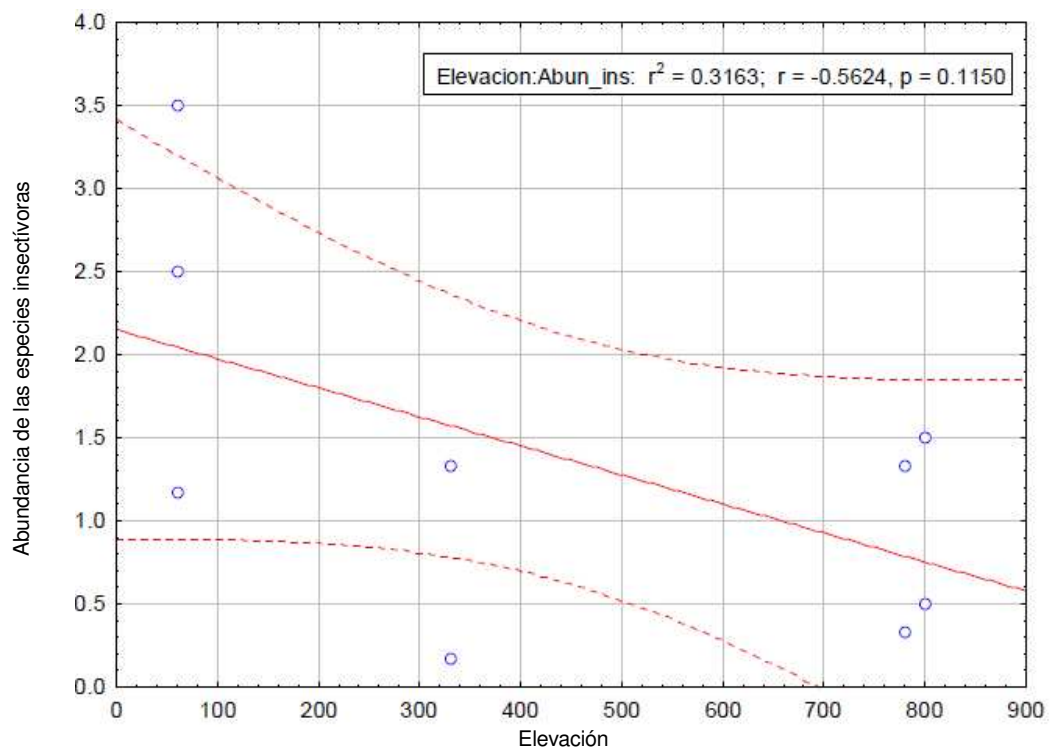


Figura 26. Regresión de la abundancia de las especies de murciélagos insectívoras versus la elevación en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

### 5.10. Patrones Biogeográficos

Se analizaron 20 localidades con 167 especies, tres localidades se encuentran en Centroamérica: Chajul, La Selva y Barro Colorado; cinco al occidente de los Andes en Sudamérica: Choco, El Cauca, Cordillera de la Costa, Tumbes y El Angolo; y 12 en la cuenca amazónica al oriente de los Andes en Sudamérica: Itacama, Piste St. E'liete, Paracou, Cunucunuma, Arataye, Manaus, Río Xingu, Allpahuayo-Mishana, Jenaro Herrera, Balta, Manu y Cusco Amazónico (Figura 27).



Figura 27. Inventarios considerados en el Análisis de Parsimonia de Áreas, provenientes de la Tabla 2.

De las cuales 167 especies, dos tienen amplia distribución y están presentes en todas la localidades, *Desmodus rotundus* y *Glossophaga soricina*, y 31 especies fueron registradas en una sola localidad, por lo tanto no son

parsimoniosamente informativas. Como resultado de una búsqueda heurística, considerando todas las especies, se obtuvieron dos cladogramas igualmente parsimoniosos con una longitud de 446 pasos, un índice de consistencia (CI) de 0.37 y un índice de homoplasia (HI) de 0.63. Al excluir las especies no informativas el CI fue de 0.3229 y el HI fue de 0.6771, y el índice de retención (RI) fue de 0.4718, el índice de consistencia reescalado (RC) fue de 0.1745 (Figura 28).

En el cladograma consenso, según la regla de mayoría sobre el 50% (Figura 28) se observó una irresolución entre las localidades Centroamericanas y las Sudamericanas, observándose tres grupos: 1) el de Chajul (México), 2) el de La Selva-Barro Colorado (en Costa Rica y Panamá respectivamente) y 3) el resto de localidades Sudamericanas. En el grupo de las localidades Centroamericanas, el grupo de la Selva y Barro Colorado se encuentra bien soportado con el 100% de los casos, pero no se asocia con Chajul.

Las localidades Sudamericanas forman un grupo fuertemente soportado (100%) y subdividido en un subgrupo occidental y otro oriental, también sustentados con el 100%. Dentro del grupo oriental se puede apreciar que Xingu está en la base del cladograma, siendo grupo ancestral de las otras localidades orientales amazónicas. Dentro de estas localidades amazónicas se puede observar la formación de dos grupos: el de Amazonía occidental y Amazonía oriental. El río Xingu tiene una situación complicada pues esta zona se encuentra al sur del Amazonas y por eso puede ser diferente a las localidades del norte del Amazonas (Figura 28).

El grupo transandino se encuentra bien soportado (100%), siendo el grupo conformado por el Valle del Cauca, Choco y Cordillera de la Costa hermano del grupo Tumbes y El Angolo (Figura 28).

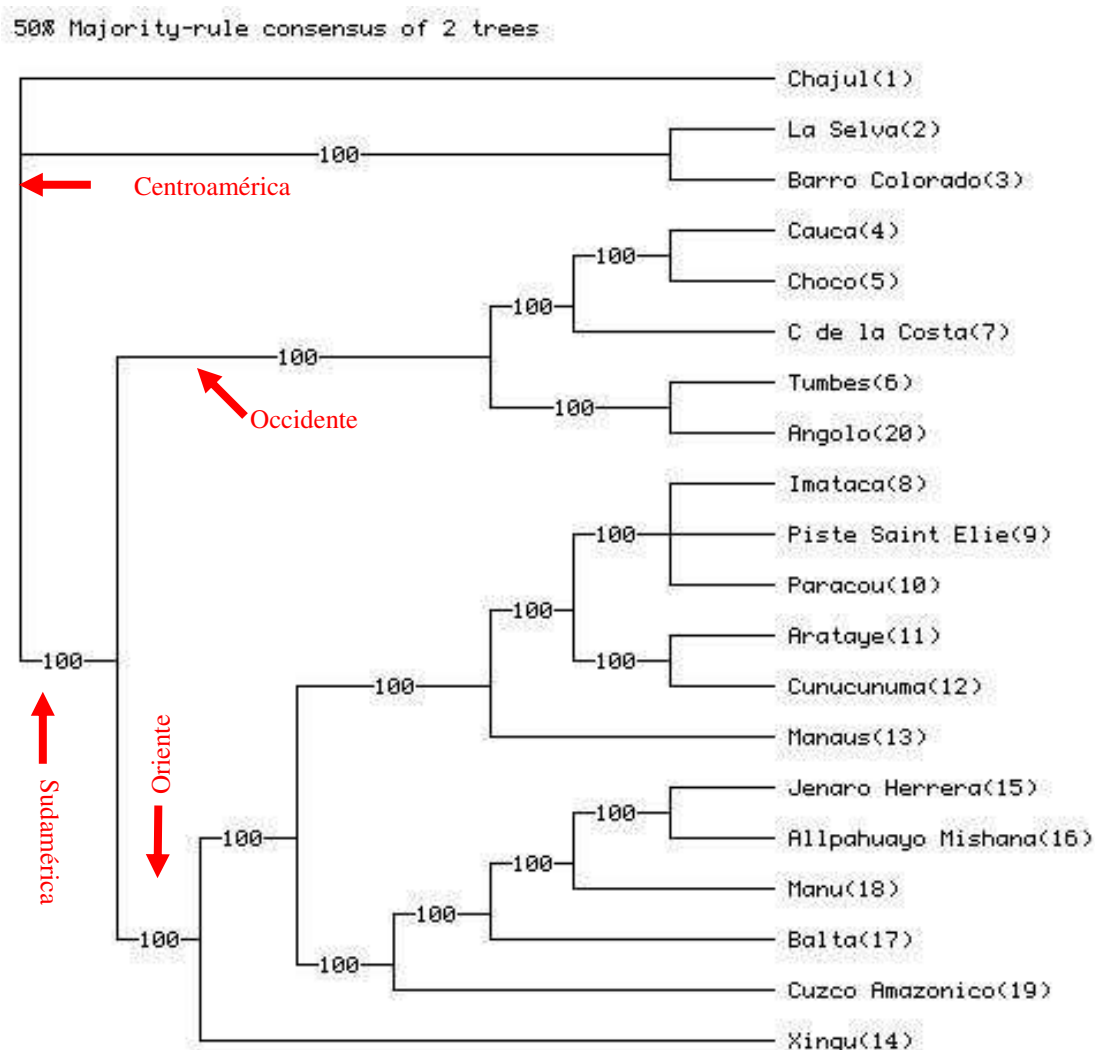


Figura 28. Cladograma consenso (regla de mayoría 50%) de dos cladogramas igualmente parsimoniosos, resultado del análisis de 20 localidades con 167 especies. Longitud del clado 446 pasos; índice de consistencia (CI) = 0.3700; índice de homoplasia (HI) = 0.6300; índice de retención (RI) = 0.4718.

Los resultados del UPGMA (Figura 29) muestran mayor resolución en el agrupamiento, formándose dos grupos bien definidos: 1) el de la Cuenca Amazónica (designado con B), y 2) el otro formado por Centroamérica más las localidades transandinas (designado por A en la Figura 17) formando un solo grupo. Dentro del grupo de Centroamérica y del occidente de Sudamérica se puede observar dos subgrupos también, las propias de Centroamérica (designada con A1) y las del occidente de Sudamérica (designadas con A2).

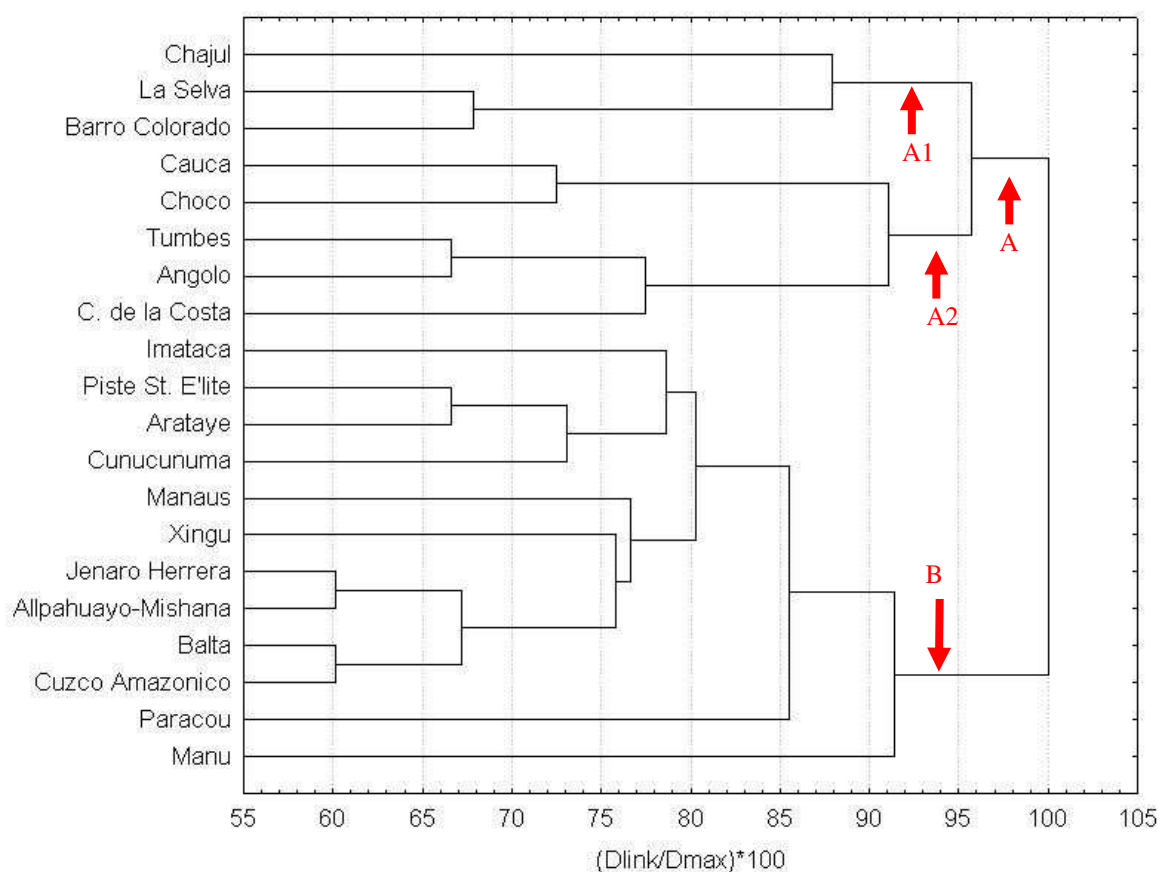


Figura 29. UPGMA de la distancia euclidiana del análisis de 20 localidades y 167 especies, basado en la presencia y ausencia.

Esto sugiere que la ladera occidental del norte de Sudamérica está más relacionada con Centroamérica que con la cuenca amazónica

Las especies del PNCA que son concordantes con esta distribución son las nueve endémicas de occidente de Sudamérica o de México hasta Sudamérica, solo por el occidente: *Lonchophylla hesperia*, *Artibeus fraterculus*, *A. jamaicensis*, *A. ravus*, *Sturnira luisi*, *Platyrrhinus matapalensis*, *Amorphochilus schnablii*, *Eptesicus innoxius* y *Rhogeessa velilla*.

Además de las 33 especies de amplia distribución que habitan en el PNCA, 17 de ellas (ej., *Noctilio leporinus*, *Chrotopterus auritus*, *Lophostoma silvicolu*, *Mimon crenulatum*, *Phyllostomus hastatus*, *P. discolor*, *Desmodus rotundus*, *Anoura geoffroyi*, *Glossophaga soricina*, *Carollia perspicillata*, *A. lituratus*, *Chiroderma villosu*, *Uroderma bilobatum*, *Lasiurus blossevillii*, *L. ega*, *Myotis nigricans* y *Molossus molossus*) tienen subespecies diferentes a la del lado

oriental de los Andes (Tabla 18) muchas de las cuales necesitan una revisión más profunda pudiendo llegar a ser especies plenas.

Tabla 18. Lista de subespecies reconocidas para las laderas occidentales y orientales de los Andes, de las especies registradas en el Parque Nacional Cerros de Amotape.

Taxón	Subespecie		Revisión
	Occidente	Oriente	
Emballonuridae			
<i>Saccopteryx bilineata</i>		<i>bilineata</i>	Simmons y Voss, 1998; Hood y Gardner, 2007
Familia Noctilionidae			
<i>Noctilio leporinus</i>	<i>mastivus</i>	<i>rufescens</i>	Hood y Jones, 1984; Simmons y Voss, 1998; Gardner, 2007d
Familia Phyllostomidae			
Subfamilia			
Phyllostominae			
<i>Chrotopterus auritus</i>	<i>auritus</i>	<i>guianae</i>	Medellín, 1989; Williams y Geoways, 2007
<i>Lophostoma silviculum</i>	<i>occidentalis</i>	<i>silviculum</i>	Davis y Carter, 1978; Medellín y Arita, 1989; Baker <i>et al.</i> , 2004; Williams y Geoways, 2007
<i>Micronycteris megalotis</i>	Monotípico		Simmons, 1996; Simmons y Voss, 1998
<i>Micronycteris minuta</i>	Monotípico		Simmons, 1996; Simmons y Voss, 1998
<i>Mimon crenulatum</i>	<i>keenani</i>	<i>longifolium</i>	Handley, 1960; Williams y Genoways, 2007
<i>Phyllostomus hastatus</i>	<i>panamensis</i>	<i>hastatus</i>	Santos <i>et al.</i> , 2003; Williams y Genoways, 2007
<i>Phyllostomus discolor</i>	<i>verrucosus</i>	<i>discolor</i>	Kwiecinski, 2006; Williams y Genoways, 2007
<i>Vampyrum spectrum</i>	Monotípico		Navarro y Wilson, 1982; Williams y Genoways, 2007
Subfamilia			
Desmodontinae			
<i>Desmodus rotundus</i>	<i>murinus</i>	<i>rotundus</i>	Greenhal <i>et al.</i> , 1983; Kwon y Gardner, 2007
<i>Diaemus youngi</i>	Monotípico?		Koopman, 1988; Simmons y Voss 1998; Kwon y Gardner, 2007
Subfamilia			
Glossophaginae			
<i>Lonchophylla hesperia</i>	Endémico		Solari <i>et al.</i> , 2005; Griffiths y Gardner, 2007
<i>Anoura geoffroyi</i>	<i>lasiopyga</i>	<i>peruana</i> , <i>geoffroyi</i>	Arroyo-Cabrales y Gardner, 2003; Griffith y Gardner, 2007
<i>Choeroniscus minor</i>	Monotípico?		Simmons y Voss, 1998; Simmons, 2005; Griffith y Gardner, 2007
<i>Glossophaga soricina</i>	<i>valens</i>	<i>soricina</i>	Alvares <i>et al.</i> , 1991; Hoffman y Baker, 2001; Griffith y Gardner, 2007
Subfamilia Carolliinae			
<i>Carollia perspicillata</i>	<i>azteca</i>	<i>perspicillata</i>	Hoffmann y Baker, 2003; McLellan y Koopman, 2007
<i>Carollia brevicauda</i>	Monotípico		McLellan y Koopman, 2007
Subfamilia			
Stenodermatinae			
<i>Artibeus fraterculus</i>	Endémico		Koopman, 1978; Patterson <i>et al.</i> , 2003; Pacheco <i>et al.</i> , 2004
<i>Artibeus jamaicensis</i>	Endémico		Larsen <i>et al.</i> , 2007
<i>Artibeus lituratus</i>	<i>palmarum</i>	<i>lituratus</i>	Simmons y Voss, 1998; Marques-Aguilar, 2007a



Tabla 18. Lista de subespecies reconocidas para las laderas occidentales y orientales de los Andes, de las especies registradas en el Parque Nacional Cerros de Amotape. (*Continuación*)

<i>Artibeus rarus</i>	Endémico		Marques-Aguilar, 2007; Hooper <i>et al.</i> , 2008; Redondo <i>et al.</i> , 2008
<i>Enchisthenes hartii</i>	Monotípico		Arroyo-Cabrales y Owen, 1997; Marques-Aguilar, 2007b
<i>Chiroderma salvini</i>	<i>salvini</i>		Gardner, 2007c
<i>Chiroderma villosum</i>	<i>jesupi</i>	<i>villosum</i>	Simmons y Voss 1998; Gardner, 2007
<i>Sturnira luisi</i>	Endémico		Gardner, 2007e
<i>Uroderma bilobatum</i>	<i>convexum</i>	<i>thomasi</i>	Baker y Clark 1987; Hoffman <i>et al.</i> , 2003; Gardner, 2007b
<i>Vampyressa thylene</i>	Monotípico*		Lim <i>et al.</i> , 2003; Porter y Baker, 2004; Arroyo-Cabrales, 2007
<i>Platyrrhinus matapalensis</i>	Endémico		Velazco, 2005; Velazco y Patterson, 2008
Familia Furipteridae			
<i>Amorphochilus schnablii</i>	Endémico		Gardner, 2007f
Familia Thyropteridae			
<i>Thyroptera discifera</i>	<i>discifera</i>		Wilson, 1978; 2007
Familia Vespertilionidae			
<i>Eptesicus chiriquinus</i>	Monotípico		Simmons y Voss, 1998; Davis y Gardner, 2007
<i>Eptesicus innoxius</i>	Endémico		Davis y Gardner, 2007
<i>Lasiurus blossevillii</i>	<i>frantzii</i>	<i>blossevillii</i>	Baker <i>et al.</i> , 1988; Koopman y McCracken, 1998; Gardner y Handley, 2007
<i>Lasiurus ega</i>	<i>fuscatus</i>	<i>ega</i>	Koopman y McCracken, 1998; Gardner y Handley, 2007
<i>Myotis albescens</i>	Monotípico?		LaVal, 1973; Wilson, 2007
<i>Myotis keaysi</i>	<i>keaysi</i>		Laval, 1973; Wilson, 2007
<i>Myotis nigricans</i>	<i>nigricans</i>	<i>osculatii</i>	Koopman, 1978; Wilson, 2007
<i>Myotis riparius</i>	Monotípico?		Laval, 1973; Wilson, 2007
<i>Rhogeessa velilla</i>	Endémico		Baird <i>et al.</i> , 2008
Familia Molossidae			
<i>Molossus Molossus</i>	<i>daulensis</i>	<i>crassicaudatus</i>	Koopman, 1978; Freeman, 1981; Eger, 2007
<i>Cynomops greenhalli</i>	Monotípico*		Simmons, 2005; Eger, 2007

? Existe evidencia que la especie no es monotípica pero aún no están claras las diferencias geográficas.

\* Puesto como monotípico pero no se ha realizado ningún estudio que demuestre esto.

Además, se han registrado especies de las cuales existe evidencia que no son monotípicas pero las variaciones geográficas no están claras; y más aun, se han registrado especies a las cuales se han asumido que son monotípicas sin ningún estudio que lo sustente (Tabla 18).

## VI. DISCUSIÓN

### 6.1. *La zona es la más rica del occidente Peruano*

Se han registrado 36 especies en los diferentes muestreos realizados, pero en el Parque Nacional Cerros de Amotape (PNCA), la comunidad de murciélagos existentes asciende a 42 especies (Thomas y Thomas, 1977; Koopman, 1978; Graham y Barkley, 1984; Rodríguez, 1998; Pacheco *et al.*, 2007; Pacheco *et al.*, 2009). El número de especies es relativamente bajo comparado con el total del piso tropical sur occidental en Ecuador, con 54 especies (Albuja y Arcos, 2007), en relación a otros inventarios amazónicos realizados en el Perú, el número de especies también es bajo. Comparándose sólo con Cuzco Amazónico, en Madre de Dios, que presenta 44 especies (Simmons y Voss, 1998), y con los de Matses que se registraron 57 especies (Fleck *et al.*, 2002). Pero la diversidad de murciélagos en el PNCA, en comparación a otros inventarios realizados en el noroccidente del Perú es alta, pues en el Coto de Caza El Angolo, al sur de la misma cordillera de los Amotapes, sólo se han registrado 12 especies (Cadenillas *et al.*, 2007; 2008).

La disminución en el número de especies observadas de norte a sur concuerda con la hipótesis de Koopman (1978), quien demuestra que en la costa y vertientes occidentales, la diversidad de las especies disminuye de norte a sur por la aridificación de la costa. Esto también demuestra que muchas de las especies registradas tienen el límite sur de su distribución occidental aquí, en el PNCA, siendo especies raras en el occidente, como es el caso de *Saccopteryx bilineata* que no se registra en la zona desde 1954 (Koopman, 1978; Pacheco *et al.*, 2007; 2009), *Choeroniscus minor* que no se registra desde 1979 (Graham y Barkley, 1984; Pacheco *et al.*, 2007; 2009). Y otras especies que sólo se han registrado en 1997, como *Amorphochilus schnablii*, *Lasiurus ega* y *Myotis albescens* (Rodríguez, 1998; Pacheco *et al.*, 2007; 2009).

Hay otras especies que recién se han vuelto a registrar desde 1954 como *Noctilio leporinus*, *Micronycteris megalotis*, *Phyllostomus hastatus*, *Uroderma bilobatum* (Koopman, 1978; Pacheco *et al.*, 2007; 2009) y otras que no se habían registrado desde 1974, como *Phyllostomus discolor*, *Artibeus jamaicensis*,

*Molossus molossus* (Thomas y Thomas, 1977; Graham y Barkley, 1984; Pacheco *et al.*, 2007, 2009).

La escasés de registros de *Myotis albescens* en las últimas expediciones realizadas en el PNCA, es muy probable que se trate de un error de identificación de Rodríguez (1998), además que no existe especímenes del registro, como lo hay para todas las demás especies en los diferentes museos (FMNH-Field Museum of Natural History, LSUMZ-Louisiana State University Museum of Zoology, MUSM-Museo de Historia Natural de la UNMSM).

La zona también es muy importante para la diversidad del país pues en esta zona se han registrado últimamente las únicas poblaciones occidentales de *Micronycteris minuta*, *Mimon crenulatum*, *Vampyrus spectrum*, *Diaemus youngi*, *Eptesicus chiriquinus* y *Cynomops greenhalli* (Pacheco *et al.*, 2007; 2009).

## 6.2. Aún faltan muchos más muestreos en el PNCA.

EL índice de  $Chao_1$  nos indica que hemos registrado el 94% de las especies que podrían existir en el área. Sin embargo, el registro de sólo dos especies de la familia Molossidae es muy escaso, en comparación al registro de nueve especies de Molossidae y un Phyllostominae en Piura, diferentes a las de Tumbes (Cadenillas, 2003; Cadenillas *et al.*, 2008) por lo que no se descarta la presencia de todas estas otras en el Parque Nacional Cerros de Amotape, pudiendo existir un mínimo de 52 especies. Esta discrepancia entre las especies potenciales calculadas y las potencialmente presentes por inventarios realizados cerca de las zonas de muestreo, también es observado por Hice *et al.* (2004), siendo que  $Chao_1$  indica que han registrado entre el 85-91% de las especies en el área, pero al compilar las especies probables por muestreos cercanos encuentran que sólo han registrado el 56% de la riqueza de especies probable, teniendo una brecha importante en las especies insectívoras Molossidae y Phyllostominae, al igual que nuestros resultados. Esta brecha importante en el registro de insectívoros se debe a las adaptaciones que tienen estas especies, ya que vuelan por encima del dosel arbóreo y son capaces de detectar las redes con su ecolocalización muy desarrollada (Simmons y Voss, 1998; Voss y Emmons 1996),

por lo que se asume que los inventarios de Molossidae son siempre incompletos y que las especies insectívoras deben tener una riqueza y abundancia similar o mucho mayor a la de los frugívoros (Simmons y Voss, 1998).

6.3. *Las especies comunes A. fraterculus, A. jamaicensis, G. soricina y C. perspicillata.*

Las especies dominantes dentro del PNCA, en general, son *A. fraterculus* seguido de *G. soricina*. Por el número de individuos colectados esto es coincidente con otros inventarios realizados en localidades cercanas con el Coto de Caza El Angolo (Cadenillas *et al.*, 2008); en Loja (Boada y Román, 2005) y en los bosque secos de México donde la especie dominante fue *G. soricina* (Avila-Cabadilla *et al.*, 2009). Esta dominancia de *A. fraterculus* y de *G. soricina* se debe a que son muy abundantes en el BSE, ocultando las otras especies dominantes de los otros hábitats húmedos del PNCA.

En el BTP la especie dominante es *A. jamaicensis*, seguida de *C. perspicillata*, esto mismo se ha observado en los bosques húmedos occidentales de Ecuador, donde el género *Artibeus* es el más dominante (Carrera *et al.*, 2007); pero en los bosque húmedos de oriente la especie dominante es *C. perspicillata* en Paracou, Guyana Francesa (Simmons y Voss, 1998), en Allpahuayo-Michana; Loreto-Perú (Hice *et al.*, 2004). En el ecotono (BTP-BSE) por tener influencia del BSE, las especies dominantes son *A. fraterculus*, seguido de *S. luisi*, esto es coincidente con lo encontrado en El Angolo en que ambas especies son las más dominantes (Cadenillas *et al.*, 2008). Finalmente, en el BSE las especies dominantes son *A. fraterculus* y *G. soricina*, en parte coincidente con lo observado en El Angolo (Cadenillas *et al.*, 2008) y en México (Avila-Cabadilla *et al.*, 2009).

6.4. *El hábitat y las perturbaciones de éste, influyen sobre las abundancias.*

La diferencia significativa en las abundancias y por ende en la dominancia de las especies entre el BTP y el BSE se da en 12 de las 36 especies registradas, un tercio de las especies registradas. Ello nos llevaría a aceptar la hipótesis de que

el Bosque Tropical del Pacífico es un ecosistema totalmente diferente al Bosque Seco Ecuatorial.

Dentro del ecotono (BTP-BSE) se observa que entre zonas disturbadas y no disturbadas, *A. fraterculus* y *S. luisi* son dominantes en ambos tipos de hábitats, coincidente con lo encontrado por Tirira (1999 y 2007) y Cadenillas (2003) ya que estas especies, en especial *A. fraterculus*, son resistentes a la presión antrópica. También se observa que *D. rotundus* es abundante en las zonas alteras con ganadería (Solari *et al.*, 2002; Quintana y Pacheco, 2007). Esto es concordante con lo esperado, ya que estas especies soportan la presión antrópica en las zonas perturbadas, donde su abundancia se ve incrementada, y pueden ser tomadas de indicadores biológicos de perturbación.

En las zonas alteradas por la agricultura del BSE, las especies dominantes son *G. soricina* seguida de *A. fraterculus* y *P. discolor*, esto es coincidente en parte con lo observado en Guyana Francesa (Simmons y Voss, 1998) y en Iquitos-Loreto (Willig *et al.*, 2007) en que *G. soricina* incrementa su abundancia en zonas disturbadas. Igualmente se ha observado sólo en la zonas disturbadas del BSE a *L. silvicolum*, *Mimon crenulatum*, *Myotis riparius*, *P. discolor*, *P. hastatus*; esto es coincidente con lo encontrado por Willing *et al.*, (2007) en qué *P. discolor*, *P. hastatus* y *M. crenulatum* incrementan su abundancia en zonas disturbadas, pero estacionalmente. Para el caso de *M. crenulatum*, Solari *et al.* (2002) lo consideran indicador de zonas inalteradas pero Willing *et al.* (2007) demuestra lo contrario, coincidiendo con nuestros resultados.

#### 6.5. *El Bosque Tropical del Pacífico (BTP) es el ecosistema más diverso del occidente del país*

El índice de diversidad de Shannon-Weaver total (2.16) es bajo comparado con los inventarios realizados en Espíritu-Bolivia (2.88) por Aguirre (2002), en La Selva-Costa Rica (2.85) por LaVal y Fitch (1977) y Lacandona-México (2.82) de Medellín (1993). Pero la del BTP (2.65) es comprable con la diversidad de estas localidades evaluadas anteriormente mencionadas. En el ecotono la diversidad es baja (1.82) pero al ser separados en disturbadas y no disturbadas, se observa que

el último es alto, aquí se observa que los índices de diversidad son afectados por la gran abundancia de las especies dominantes (Krebs, 1985).

#### 6.8. *Una inversión de gradiente en los frugívoros*

En cuanto a los análisis de gradiente, nuestros resultados son parcialmente discordante con los planteados por Patterson *et al.*, (1996), para los quirópteros del sur oriente de los Andes del Perú, según manifiestan que la diversidad de quirópteros es inversamente proporcional a la elevación, mientras que nosotros encontramos una correlación moderada negativa para nectarívoros y positiva para frugívoros.

La gradiente del número de especies frugívoras observado en el Parque Nacional Cerros de Amotape es contraria al observada en la Biosfera del Manu (Patterson *et al.*, 1996) y el Parque Nacional Yanachaga Chemillén (Vivar, 2006). En el occidente el país vemos que las especies se incrementan con la elevación, pero en el oriente las especies disminuyen con la elevación, esto es debido a que en el occidente pasamos de un hábitat seco a uno húmedo (del Bosque Seco Ecuatorial al Bosque Tropical del Pacífico), mientras que en el oriente las especies pasan de un clima cálido-húmedo a uno frío-húmedo y posteriormente a uno frío-seco (selva baja, bosque montano y posteriormente a puna).

En cuanto a la regla de Stevens (1992), quien menciona que las especies que están presentes en las zonas más altas ocupan rangos de elevación más amplio, también observada en el oriente de los Andes (Patterson *et al.*, 1996), esto tampoco es observado en el occidente, en el PNCA, pues la mayoría de las especies de las zonas altas se encuentran restringidas a estas zonas, caso contrario a lo registrado en el oriente.

#### 6.7. *La fauna Centroamericana esta en el occidente de Sudamérica*

El análisis parsimonioso de endemidad (PAE) es un método controversial discutido por muchos investigadores. En un principio la discusión se basó en el uso de la cladística, ya que ésta usa argumentos embriológicos, paleontológicos y

de grupo externo para definir la polaridad de los caracteres. Por el contrario, el PAE asume un área ancestral en que todas las especies están ausentes (Nihei, 2006). En respuesta a esta discrepancia, otros autores asumen que este método debe ser visto como otra técnica multivariante diferente a los métodos fenéticos y no tomarla en el sentido estricto de un análisis evolutivo (Rosen, 1992). El segundo problema observado en el PAE y sus derivados es el problema de los cambios de distribución, la dinámica de la distribución a lo largo del tiempo, como los fenómenos de migración y extinción local, bajo estos problemas. El PAE produce hipótesis de relación de áreas correctas cuando las especies responden a una combinación especial de vicarianza (como una sucesión de barreras). También produce hipótesis correctas cuando los fenómenos de extinción afectan a las especies de amplia distribución (Broks y Van Veller 2003). El PAE también, se ve afectado por el número de unidades geográficas de análisis, existiendo una relación que al incrementar el tamaño disminuye el número de pasos, pero incrementa las sinapomorfías, es decir se obtiene muy poca resolución por una politomía. Pero al disminuir el número de unidades geográficas de análisis, incrementa el número de pasos y disminuye el número de sinapomorfías, pero se obtiene mejor resolución. Se sugiere usar una escala más baja de clasificación biogeográfica para un análisis de este tipo (Morrone y Escalante 2002).

Los resultados son concordantes con lo propuesto para aves (Cracraft y Prum, 1998) y escarabajos (Morrone, 2001, 2006). Siendo este último quien define la subregión Caribeña que se extiende desde México hasta Sudamérica, en el norte de Venezuela, y por el occidente hasta el norte de Perú.

El patrón de distribución encontrado aquí también es concordante con los análisis moleculares del *Artibeus sensu stricto* de Larsen *et al.* (2007) y Redondo *et al.* (2008), quienes sugieren que *A. fraterculus* está más relacionado con las formas basales del género (*A. hirsutus* y *A. inopinatus*) que tienen distribución en Centroamérica. Además, estos autores demuestran que *A. jamaicensis* es endémico de la subregión Caribeña que se distribuye desde México hasta el noroccidente de Perú, siendo su forma basal (*A. jamaicensis aequatoris*) de esta especie presente en Sudamérica y las más derivadas en Centroamérica. Esto demuestra que la forma basal del género *Artibeus*, se encuentra en Centroamérica,

dispersándose hacia el sur, una parte en occidente y otra al oriente, pero ocurriendo posteriormente, una migración secundaria desde el suroccidente de Sudamérica hacia Centroamérica.

El caso de *Artibeus (Dermanura) ravus* es un poco más complicado, pues Hooffer *et al.* (2008) separan *A. ravus* de *A. phaeotis*, ambas para el occidente de Sudamérica (la primera entre Colombia y Ecuador y la segunda desde México hasta Colombia). La forma que ellos llaman *A. ravus* está relacionada con *A. anderseni* y *A. cinereus*, siendo estas dos últimas formas del oriente, rompiendo así el patrón biogeográfico, pero la forma que ellos llaman *A. phaeotis* está más relacionada con *A. toltecus* de Centroamérica. Otra hipótesis evolutiva compleja es la de Redondo *et al.* (2008) que también encuentran que *A. phaeotis* son dos especies, una de estas formas relacionada con *A. toltecus* y la otra forma relacionada con *A. watsoni* y *A. aztecus*, todas estas últimas centroamericanas. Es obvio que *A. phaeotis* son dos especies pero las relaciones presentadas aquí por ambos autores dependen de la correcta identificación de las muestras de donde provienen los tejidos analizados.

Otro de los grupos revisados a nivel molecular es el perteneciente al complejo *P. helleri*, el cual fue separado en tres especies: *P. helleri* para Centroamérica, *P. incarum* para la cuenca amazónica y *P. recifinus* para los bosques lluviosos del Atlántico (Velazco y Patterson 2008). Estos autores han demostrado que *P. matapalensis* está más relacionado con *P. helleri* que con *incarum* y *recifinus*. Estos autores también demuestran que el centro de origen del género es el bosque Atlántico brasileño, seguido por dos dispersiones independientes, una andina y otra amazónica. La colonización de Centroamérica y la vertiente occidental de los Andes tuvo efecto recientemente desde los Andes y la amazonia.

La evidencia molecular sobre la especie *Carollia perspicillata*, muestra que las poblaciones presentes en el occidente de Sudamérica están más relacionadas con la subespecie *C. p. azteca* de Centroamérica (Hoffman y Baker, 2003). Este patrón de distribución es también conocido en *Uroderma bilobatum* (Hoffman *et al.*, 2003), en que la subespecie de occidente es *U. b. convexum* procedente de



Centroamérica. También es conocido el caso de *Glossophaga soricina*, siendo *G. s. valens* la forma desde México hasta el occidente de Sudamérica (Hoffman y Baker 2001).

## VII. CONCLUSIONES

1) En el Parque Nacional Cerros de Amotape (PNCA) se han registrado 36 especies de murciélagos y pero sumando con los registros anteriores en el área existen 42 especies. Según el índice de Chao<sub>1</sub>, basado en los registros de las 36 especies debe existir un mínimo 38 especies, pero con los registros de otras áreas aledañas la riqueza del Parque Nacional Cerros de Amotape debe ser como mínimo unas 52 especies.

2) La especie *Artibeus fraterculus* es la más abundante en el Parque Nacional Cerros de Amotape, seguida de *Glossophaga soricina*; pero dentro de cada ecosistema muestreado se ha encontrado que *Artibeus jamaicensis* es la más abundante dentro del Bosque Tropical del Pacífico (BTP), seguido de *Carollia perspicillata*; en el Bosque Seco Ecuatorial (BSE) *Artibeus fraterculus* y *Glossophaga soricina* siguen siendo los dominantes; en el ecotono de ambos (BTP-BSE) hábitats también *Artibeus fraterculus* fue la dominante seguida de *Sturnira luisi*.

3) Existen diferencias significativas en las abundancias de *Artibeus fraterculus*, *Glossophaga soricina*, *Phyllostomus discolor*, *Lophostoma silvicolum*, *Artibeus rarus*, *Phyllostomus hastatus*, *Lonchophylla hesperia*, *Vampyrus spectrum*, *Carollia perspicillata*, *Sturnira luisi*, *Artibeus jamaicensis*, *Vampyressa thuyone* y *Desmodus rotundus*, entre los diferentes ecosistemas del PNCA. Las diferencias en las abundancias de las especies entre el BTP y el BSE se dio en *Artibeus fraterculus*, *Glossophaga soricina*, *Lophostoma silvicolum*, *Phyllostomus discolor*, *Sturnira luisi*, *Desmodus rotundus*, *Phyllostomus hastatus*, *Lonchophylla hesperia*, *Carollia perspicillata*, *Artibeus jamaicensis* y *Molossus molossus*. Esto demuestra que el Bosque Tropical del Pacífico es un ecosistema diferente al

Bosque Seco Ecuatorial, teniendo diferencias significativas en las abundancias de 12 especies.

4) La ganadería dentro del ecotono (BTP-BSE) ha modificado la abundancia de algunas especies, encontrándose diferencias significativas entre las zonas alteradas y no alteradas en *Artibeus fraterculus* y *Glossopaha soricina*, las cuales sufren un incremento en las zonas alteradas.

5) La agricultura dentro del BSE también ha modificado la abundancia de algunas especies, encontrándose diferencias significativas entre las zonas alteradas y no alteradas en *Lophostoma silvicolum*, *Sturnira luisi*, *Carollia perspicillata*, *Phyllostomus discolor*, *Glossophaga soricina*, *Phyllostomus hastatus* y *Myotis riparius*, incrementándose su abundancia relativa en las zonas perturbadas.

6) La agricultura y la ganadería en el BSE y BTP-BSE también han influenciado sobre la diversidad de estas zonas siendo las áreas impactadas la que presentan menor diversidad esperada (equidad) a las zonas no alteradas. Estas alteraciones tienen influencia en las curvas de saturación de especies, siendo que en el ecotono BTP-BSE, con mismo esfuerzo de evaluación en las zonas alteradas se ha registrado el doble de individuos pero con menor número de especies, que en las zonas no alteradas. En el BSE ha sucedido que en las zonas alteradas con menos días de evaluación, se ha registrado el doble del número de individuos y con más especies, que en las zonas no alteradas.

7) El gradiente encontrado aquí en cuanto al número de especies frugívoras es contrario al observado en el oriente. En el Parque Nacional Cerros de Amotape, cuanto más incrementa la elevación mayor será el número de especies frugívoras presentes. También en el Parque Nacional Cerros de Amotape no se cumple la regla de Stevens, ya que en Tumbes las especies que se encuentran en las partes más altas están restringidas a estas zonas únicamente.

8) Los análisis panbiogeográficos (PAE y UPGMA) en cuanto a las especies de murciélagos, demuestran que Tumbes está más relacionado con

Centroamérica y el occidente de Colombia y Ecuador, que con la cuenca Amazónica, formando parte de la región de bosques lluviosos Centroamericanos o bosque lluvioso trasandino, a lo que otros autores llaman región Caribeña. Esta relación de las áreas es coincidente con la filogeografía de muchas de las especies como *Artibeus sensu stricto*, el género *Platyrrhinus*, y las especies *Carollia perspicillata*, *Glossophaga soricina*, *Uroderma bilobatum*.

9) Se han registrado especies endémicas de esta región biogeográfica, como *Artibeus jamaicensis*, *Artibeus ravus*, *Artibeus fraterculus*, *Lonchophylla hesperia*, *Sturnira luisi*, *Platyrrhinus matapalensis* y *Rhogeessa velilla*. Pero también hay 17 especies con subespecies reconocidas que son propias de la subregión Caribeña, demostrando que el Parque Nacional Cerros de Amotape es el límite sur de la subregión Caribeña, en el norte del Perú.

10) Aun falta revisar mucho de la sistemática y la filogeografía de las especies politípicas mencionadas aquí, ya que cabe la posibilidad de que estas subespecies, se traten de especies plenas convirtiéndose en especies endémicas de la subregión Caribeña.

## VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Aguirre, L.J. 2002. Structure of a Neotropical Savanna Bat Community. *Journal of Mammalogy*, 83(3): 775-784.
- Alberico, M. 1994. First record of *Sturnira mordax* from Colombia with range extentions for other bat species. *TRIANEA (Acta Científica Técnica INDERENA)* 5: 335-341.
- Alberico, M., Cadena, A., Hernández-Camacho, J., Muñoz-Saba, Y. 2000. Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colombiana*, 1: 43–75.
- Albuja, L. 1992. Mammal list; July trip. In: Parker, T.A., Carr, J. (Eds.). Status of forest remnants in the Cordillera de la Costa and adjacent areas of southwestern Ecuador Conservation International, RAPWorking Papers No. 2, pp. 124–127
- Albuja, L. 1999. Murciélagos del Ecuador, 2da. Edición, Cicetrónica Cía. Ltda. Offset Quito, Ecuador, 288 pp.
- Albuja, L., Arcos, R. 2007. Lista de mamíferos actuales del Ecuador. *Politécnica* 27 (4) *Biología* 7: 7-33.
- Alonso-Mejía, A., Medellín, R.A. 1991. *Mycronycteris megalotis*. *Mammalian Species*, 376: 1-6.
- Alvarez, J., Willig, M., Jones, J., Webster, W. 1991. *Glossophaga soricina*. *Mammalian Species*, 379: 1–7.
- Alzamora M. 2005 Población y hábitos alimentarios de *Alouatta palliata* (Gray 1849) "mono coto de Tumbes" en la Zona Reservada de Tumbes Sector Las Pavas-La Unión. Tesis para optar el título profesional de bióloga. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Piura.
- Alzamora, M. 2006 Población y uso de hábitat por *Alouatta palliata* "mono coto de Tumbes" en la Zona Reservada de Tumbes sector Caucho-Campoverde. Informe Técnico. Primate Action Fund Conservation International.

- Arias, E., Cadenillas, R., Pacheco, V. 2009. Dieta de murciélagos nectarívoros del Parque Nacional Cerros de Amotape, Tumbes. *Revista Peruana de Biología* 16: 187-190.
- Arroyo-Cabrales, J. 2007. Genus *Vampyressa*. In: Gardner, A. (Ed.). *Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. University of Chicago Press, pp. 346-350.
- Arroyo-Cabrales, J., Gardner, A. 2003. The type specimen of *Anoura geoffroyi lasiopyga* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 116: 737-741.
- Arroyo-Cabrales, J., Owen, R. 1997. *Enchisthenes hartii*, *Mammalian Species*, No 546: 1-4.
- Ascorra, C., Gorchov, D., F. Cornejo. 1993. The bats from Jenaro Herrera, Loreto, Peru. *Mammalia*, 57: 533-552.
- Avila-Cabadilla, L.D., Stoner, K.E., Henry, M., Alvarez, M.Y. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 258: 986–996.
- Baird, A., Hillis, D., Patton, J., Bickham J. 2008. Evolutionary history of the genus *Rhogeessa* (Chiroptera: Vespertilionidae) as revealed by mitochondrial DNA sequences. *Journal of Mammalogy*, 89(3): 744–754.
- Baker, R., Bradley, R. 2006. Speciation in mammals and the Genetic Species Concept. *Journal of Mammalogy*, 87(4):643-662.
- Baker, R., Clark, C. 1987. *Uroderma bilobatum*, *Mammalian Species*, 279: 1-4.
- Baker, R., Fonseca, R., Parish, D., Phillips, C., Hoffmann, F. 2004. New bat of the genus *Lophostoma* (Phyllostomidae: Phyllostominae) from northwestern Ecuador. *Occasional Papers, Museum of Texas Tech University*, 232: i+1-16.
- Baker, R., Hoofer, S., Porter, C., Van Den Bussche, R. 2003. Diversification Among New World Leaf-Nosed Bats: An Evolutionary Hypothesis and

Classification Inferred from Digenomic Congruence of DNA Sequence. Occasional Paper, Museum of Texas Tech University, 230: i+1-32.

Baker, R., Solari, S., Hoffmann, F. 2002. A New Central American species from the *Carollia brevicauda* complex. Occasional Paper, Museum of Texas Tech University, 217: 1-12.

Baker, R.J., Patton, J.C., Genoways, H.H., Bickham, J.W. 1988. Genic studies of *Lasiurus* (Chiroptera: Vesperitilionidae). Occasional Papers, Museum of Texas Tech University, 117: 1-15.

Best, B., Kessler, M. 1995. Biodiversity and conservation in Tumbesian Region Ecuador and Peru. Cambridge, UK. Birdlife International, 113 pp.

Bickman, J., Ruedas, L. 2007 Genus *Rhogeessa*. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp: 481-484

Boada, T., Román, H. 2005. Evaluación ecológica rápida de la mastofauna en dos localidades de Bosque Seco en el occidente de la Provincia de Loja. En: Vázquez, M., Freile, J., Suárez, L. (Eds). Biodiversidad en los bosques secos de la zona de Cerro Negro – Cazaderos, occidente de la provincia de Loja: Un aporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas. Ecociencia, MAE y Proyecto Bosque Seco. Quito. pp: 73-91.

Brack-Egg, A. 1986. Las Ecorregiones del Perú. Boletín de Lima, 44: 57-70.

Brooks, D.R., Van Veller, M. 2003. Critique of parsimony analysis of endemism as a method of historical biogeography. Journal of Biogeography, 30: 819–825

Brosset, A., Charles-Dominique, P. 1990. The bats from French Guiana: a taxonomic, faunistic, and ecological approach. Mammalia, 54: 509-560.

Cabrera, A., Willink, A. 1980. Biogeografía de América Latina, 2nd edition. Serie de Biología, Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington D.C. 120 pp.

- Cadenillas, R. 2003. Especies del Suborden Microchiroptera en el Departamento de Piura y sus Posibles Relaciones Filogenéticas. Tesis para optar el Título de Biólogo, Universidad Nacional de Piura. 79 pp.
- Cadenillas, R., Alzamora, M., Abramonte, F. 2007. Evaluación de Mamíferos. En: More, A. (ed.) Evaluaciones Rápidas de la Biodiversidad del Coto de Caza El Angolo, Reporte Técnico # 2. Naturaleza y Cultura Internacional. Sullana, Perú. pp: 28-30+54.
- Cadenillas, R., Alzamora, M., Abramonte, F. 2008. Mamíferos del Coto de Caza El Angolo (CCA)- Reserva de Biosfera del Noroeste Peruana, Sullana-Piura. I Congreso de la Sociedad Peruana de Mastozoología Cusco-Perú, Libro Resúmenes pp. 128.
- Carrera, J.P, Solari, S., Genoways, H., Baker, R.J. 2007. Structure of Bat Assemblages along Tropical Lowlands of the Western Versant of the Ecuadorian Andes. Presented at the 25th Annual Meeting of The Texas Society of Mammalogists.
- CDC-UNALM.1991. Plan Director del Sistema Nacional de Unidades de Conservación (SINUC), una aproximación desde la diversidad biológica (propuesta CDC-UNALM). Centro de Datos para la Conservación, Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú pp 153.
- Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. Scandanavian Journal of Statistics, 11: 265–270.
- Colwell, R.K. 2006. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide), Version 8. URL <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Colwell, R.K., Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B, 345: 101–118.
- Cook, G.A., Encarnación, F. 1995. Fauna silvestre y sus habitats en la Zona Reservada de Tumbes. Reporte no publicado para el INRENA, Lima pp 32.

- Cordova, J. 1999. On karyomorphs, cladistics and taxonomic status of the *Bufo spinulosus* species group (Amphibia: Anura) in Perú. Stuttgarter Beitr. Naturk. ser. A. 600: 1-28.
- Cracraft, J., Prum, R. 1998. Patterns and Processes of Diversification: Speciation and Historical Congruence in Some Neotropical Birds. *Evolution*, 42(3): 603-620.
- Davis, W., Carter, D. 1978. A review of the round-eared bat of the *Tonatia silvicola* complex, with description of the new taxa. Occasional Paper, the Museum of Texas Tech Univeristy, 53:1-12.
- Davis, W., Gardner, A. 2007. Genus *Eptesicus*. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 440-450.
- Eger, J. 2007. Family Molossidae. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 399-439.
- Eisenberg, J., Redford, K. 1999. Mammals of the Neotropics, The Central Neotropics, Volume 3: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. The University of Chicago Press, Chicago and London. pp. 608.
- Encarnación, F., Cook, A.G. 1998, Primates of the tropical forest of the Pacific coast of Peru: The Tumbes Reserved Zone. *Primate Conservation*, 18: 15–20.
- Fleck, D.W., Voss, R.S., Simmons, N.B. 2002. Underdifferentiated taxa and sublexical categorization: An example from Matses classification of bats. *Journal of Ethnobiology*, 22: 61-102.
- Freeman, P. 1981. A multivariate study of the family Molossidae (Mammalia, Chiroptera): morphology, ecology, evolution. *Fieldiana Zoology New Series* 7: vii+1-173.
- Garcia, P. 1998. Inventory Methods for Bats, Standards for Components of British Columbia's Biodiversity No. 20.



- Gardner, A. 1977. Feeding habits. In: Baker, R, Jones, J., Carter, D. (Eds.). Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae. Part II. Texas Tech University, Texas. pp. 293-350.
- Gardner, A. 2007a. Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. xix+669 pp.
- Gardner, A. 2007b. Genus *Uroderma*. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp.342-346.
- Gardner, A. 2007c. Genus *Chiroderma*. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 321-326.
- Gardner, A. 2007d. Family Noctilionidae. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 384-389.
- Gardner, A. 2007e. Tribe Sturnirini. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 363-376.
- Gardner, A. 2007f. Family Furipteridae. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 389-392
- Gardner, A., Handley, C. 2007. Genus *Lasiurus*. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 457-468.
- Geise, L., Smith, M., Patton, J. 2001. Diversification in the genus *Akodon* (Rodentia: Sigmodontinae) in southeastern South America: mitochondrial DNA sequence analysis. Journal of Mammalogy, 82(1): 92-101.
- Genoways, H.H., Baker, R.J. 1996. A new species of the genus *Rhogeessa*, with comments on geographic distribution and speciation in the genus. In:

- Genoways, H.H., Baker, R.J. (Eds.). Contributions in Mammalogy: a memorial volume honoring Dr. J. Knox Jones, Jr. The Museum, Texas Tech University, Lubbock. pp. 83–87
- Graham, G., Barkley, L. 1984. Noteworthy records of bats from Peru. *Journal of Mammalogy*, 65: 709–711.
- Greenhall, A., Joermann, G., Schmidt, U. 1983. *Desmodus rotundus*. *Mammalian Species*, 202: 1-6.
- Greenhall, A., Schutt, Y. 1996. *Diaemus youngi*. *Mammalian Species*, 533: 1-7.
- Griffith, T.A., Gardner, A. 2007. Subfamily Glossophaginae. In: Gardner, A. (Ed.). *Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. University of Chicago Press. pp. 224-244.
- Handley, C. 1960. Descriptions of new bats from Pamanama. *Proceedings of Unities Sates Natural Museum*, 112: 459-479.
- Hernández-Meza, B., Domínguez-Castellanos, Y., Ortega, J. 2005. *Myotis keaysi*. *Mammalian Species*, 785: 1-3.
- Hice, C., Velazco, P., Willig, M. 2004. Bats of Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, northeastern Peru, with notes on community structure. *Acta Chiropterologica*, 6: 319–334.
- Hoffmann, F., Baker, R. 2001. Systematics of bats of the genus *Glossophaga* (Chiroptera: Phyllostomidae) and phylogeography in *G. soricina* based on the cytochrome-b gene. *Journal of Mammalogy*, 82(4):1092–1101.
- Hoffmann, F., Baker, R. 2003. Comparative phylogeography of short-tailed bats (*Carollia*: Phyllostomidae). *Molecular Ecology*, 12: 3403–3414.
- Hoffmann, F., Owen, J., Baker, R. 2003. mtDNA perspective of chromosomal diversification and hybridization in Peters' tent-making bat (*Uroderma bilobatum*: Phyllostomidae). *Molecular Ecology*, 12: 2981–2993

- Hood, C., Gardner, A. 2007 Family Emballonuridae. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 188-207.
- Hood, C., Jones, J. 1984. *Noctilio leporinus*. Mammalian Species, 216: 1-7.
- Hoofer, S., Solari, S., Larsen, P., Bradley, R., Baker, R. 2008. Phylogenetics of the Fruit-eating Bats (Phyllostomidae: Artibeina) Inferred from Mitochondrial DNA Sequences. Occasional Papers, Museum of Texas Tech University, 277: 1-15.
- Kalko, E., Handley, C.O.Jr., Handley, D. 1996. Organization, Diversity, and Long-Term Dynamics of a Neotropical Bat Community. In: Cody, M., Smallwood, J. (Eds.) Long-Term Studies of Vertebrate Communities, by Academic Press. pp. 503-553
- Koopman, K. 1978. Zoogeography of Peruvian Bats With Special Emphasis on the Role of the Andes. American Museum Novitates, 2651: 1-33.
- Koopman, K. 1982. Biogeography of the bat of South America. In: Mares, M., Genoways, H. (eds.). The Pymatuning Syposia in Ecology 6. Special Publications Series. Pittsburg: Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburg. pp. 273-302.
- Koopman, K. 1988. Systematic and distribution. In: Greehall, A., Schmidt, U. (Eds.). Natural History of Vampire bats. Boca Raton Florida: CRC Press. pp. 7-17.
- Koopman, K., MacCracken, G. 1998. The Taxonomic Status of *Lasiurus* (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Galapagos Islands. American Museum Novitates, 3243: 1-6.
- Krebs, C. 1985. Ecología: Estudio de la Distribución y la Abundancia. Segunda Edición. Oxford University Press, México. 753 pp.
- Kurta, A., Lehr, G. 1995. *Lasiurus ega*. Mammalian Species, 315:1-7.
- Kwiecinski, G. 2006. *Phyllostomus discolor*. Mammalian Species, 801: 1–11.

- Kwon, M., Gardner, A. 2007. Subfamily Desmodontinae. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 218-224.
- Lamas, G. 1976. Notas Sobre mariposas peruanas (Lepidoptera) III. Sobre una colección efectuada en el departamento de Tumbes. Revista Peruana de Entomología, 19(1): 8-12.
- Larsen, P., Hooper, S., Bozeman, M., Pedersen, S., Genoways, H., Phillips, C., Pumo, D., Baker, R. 2007. Phylogenetics and Phylogeography of the *Artibeus jamaicensis* complex based on cytochrome-*b* DNA sequences. Journal of Mammalogy, 88(3): 712–727.
- LaVal, R.K. 1973. A revision of the neotropical bats of the genus *Myotis*. Natural History Museum, Los Angeles County, Science Bulletin, 15: ii-1-54.
- LaVal, R.K., Fitch, H.S. 1977. Structure, movement, and reproduction in three Costa Rican bat communities. Occasional Papers of the Museum of Natural History, The University of Kansas, 69: 1-28.
- Lim, B., Engstrom, M., Lee, T., Patton, J., Bickham, J. 2004. Molecular differentiation of large species of fruit-eating bats (*Artibeus*) and phylogenetic relationships based on the cytochrome *b* gene. Acta Chiropterologica, 6(1): 1–12.
- Lim, B., Pedro, W., Passos, F. 2003. Differentiation and species status of the neotropical yellow-eared bats *Vampyressa pusilla* and *V. thyone* (Phyllostomidae) with a molecular phylogeny and review of the genus. Acta Chiropterologica 5: 15–29.
- López-González, C. 1998. *Micronycteris minuta*. Mammalia Species, 583: 1-4.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University, Princeton. 192 pp.

- Marques-Aguilar, S. 2007a. Genus *Artibeus*. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 301-321.
- Marques-Aguilar, S. 2007b. Genus *Enchisthenes*. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 326-327.
- Martins, F.M., Ditchfield, A.D., Meyer, D., Morgante, J.S. 2007. Mitochondrial DNA phylogeography reveals marked population structure in the common vampire bat, *Desmodus rotundus* (Phyllostomidae). Journal of Zoological Systematic and Evolution, 45(4): 372–378.
- Masson, D., Cosson, J.F. 1992. *Cyttarops alecto* (Emballonuridae) et *Lasiurus castaneus* (Vespertilionidae), deux chiroptères nouveaux pour la Guyane française. Mammalia, 56: 475-478
- McLellan, J., Koopman, K. 2007. Subfamily Carolliinae. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 208-218.
- Medellín, R. 1989. *Chrotopterus auritus*. Mammalia Species, 343: 1-5.
- Medellín, R. 1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. In: Medellín, R.A., Ceballos, G. (Eds.), Avances en el estudio de los mamíferos de México (Publicación Especial Asociación Mexicana de Mastozoología. 1). México, D.F.: Asociación Mexicana de Mastozoología. pp. 333-354.
- Medillín, R., Arita, H. 1989. *Tonatia evotis* and *Tonatia silvicola*. Mammalia Species, 334: 1-5.
- Miller G.S., Jr. 1902. Twenty new American bats. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 54: 389-412.

- Morales, J., Bickham, W. 1995. Molecular Systematics of the Genus *Lasiurus* (Chiroptera: Vespertilionidae) Based on Restriction-Site Maps of the Mitochondrial Ribosomal Genes. *Journal of Mammalogy*, 76: 730-749.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Morrone, J. 2001. Biogeografía de América Latina y el Caribe. M&T–Manuales & Tesis. SEA, vol. 3. Zaragoza, 148 pp.
- Morrone, J. 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean islands Based on Panbiogeographic and Cladistic Analyses of the Entomofauna, 51: 467-494.
- Morrone, J., Escalante, T. 2002. Parsimony analysis of endemism (PAE) of Mexican terrestrial mammals at different area units: when size matters. *Journal of Biogeography*, 29: 1095–1104.
- Muñoz-Saba, Y., Alberico, M. 2004. Mamíferos en el Chocó Biogeográfico. En: Rangel, J.O. (Ed.). Colombia: Diversidad Biótica IV: El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica. Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá D.C. pp. 559-597.
- Navarro, L.D., Wilson, D.E. 1982. *Vampyrus spectrum*. *Mammalian Species*, 184: 1-4.
- Nihei, S. 2006. Misconceptions about parsimony analysis of endemism. *Journal of Biogeography*, 33: 2099–2106.
- Ochoa, J. 1995. Los mamíferos de la región de Imataca, Venezuela. *Acta Científica Venezolana*, 46: 274–287.
- Oprea, M., Vieira, T., Pimenta, V., Mendes, P., Brito, D., Ditchfield, A., Knegt, L., Esbérard, C. 2006. Bat predation by *Phyllostomus hastatus*. *Chiroptera Neotropical*, 12(1): 255-258.

- Ortiz de la Puente, J. 1951. Estudio monográfico de los quirópteros de Lima y alrededores. Publicaciones del Museo de Historia Natural "Javier Prado," Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Serie A, Zoología., 7: 1-48.
- Pacheco V., Cadenillas, R., Velazco, S., Salas, E., Fajardo, U. 2007. Noteworthy bat records from the Pacific Tropical rainforest region and adjacent dry forest in northwestern Peru. *Acta Chiropterologica*, 9(2): 409–422.
- Pacheco, V. 2002. Mamíferos del Perú. En: Ceballos, G., Simonetti, J. (Eds.). *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales*. CONABIO-UNAM. México, D.F. pp 503–550.
- Pacheco, V., Cadenillas, R., Salas, E., Tello, C., Zeballos, H. 2009. Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de Biología*. 16(1): 005-032.
- Pacheco, V., Cadenillas, R., Salas, E., Velazco, S. 2005. Biodiversidad, análisis de gradiente de elevación y conservación de mamíferos del Bosque Seco Ecuatorial, Tumbes. Informe técnico ICBAR-UNMSM.
- Pacheco, V., Patterson, B.D., Patton, J., Emmons, L., Solari, S., Ascorra, C. 1993. List of mammal species known to occur in Manu biosphere reserve, Peru. Publicaciones del Museo de Historia Natural Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 44: 1–12.
- Pacheco, V., Tello, C., Salas, E., Fajardo, U., Chillitupa, Y., La Rosa, D., Velazco, S., Chung, C. 2004. Diversidad de murciélagos en la ciudad de Lima y aspectos ecológicos preliminares. XIV Reunión científica del ICBAR, UNMSM. Libro de resúmenes, pp. 165.
- Patterson, B.D., Ceballos, G., Sechrest, W., Tognelli, M.F., Brooks, T., Luna, L., Ortega, P., Salazar, I., Young, B.E. 2003. Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere, version 1.0. NatureServe, Arlington, Virginia, USA. <http://www.natureserve.org/getData/mammalMaps.jsp>
- Patterson, B.D., Pacheco, V., Ashley, M. 1992. On the origins of the western slope region of endemism: Systematics of fig-eating bats, genus *Artibeus*. *Memorias*

del Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 21: 189-205.

- Patterson, B.D., Stotz, F., Solari, S. 2006. Biological surveys and inventories in Manu. In: Patterson, B.D., Stotz, F., Solari, S. (Eds.). Mammals and Birds of the Manu Biosphere Reserve, Peru. Fieldiana: Zoology New Series, 110. pp. 3–12.
- Patterson. B.D., Pacheco, V., Solari, S. 1996. Distribution of bats along an elevational gradient in the Andes of south-eastern Peru. Journal of Zoology (London), 240: 637-68.
- Ponte, M. 1998. Inventario y análisis florístico de la estructura del bosque. En: Wust, W. (Ed.). La Zona Reservada de Tumbes - biodiversidad y diagnóstico socioeconómico The John D. and Catherine C. MacArthur Foundation/ Fondo Nacional por Las Áreas Protegidas por El Estado (PROFONANPE), Lima. pp. 43–65.
- Porter, C., Baker, R. 2004. Systematics of *Vampyressa* and Related Genera of Phyllostomid Bats as Determined by Cytochrome-*b* sequences. Journal of Mammalogy, 85(1): 126-132.
- Quintana, H., Pacheco, V. 2007. Identificación y distribución de los murciélagos vampiros del Perú. Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Publica, 24(1): 81-88.
- Redondo, R., Brina, L., Silva, R., Ditchfield, A., Santos, F. 2008. Molecular systematics of the genus *Artibeus* (Chiroptera: Phyllostomidae). Molecular Phylogenetics and Evolution 49: 44–58.
- Reis, N., Peracchi, A. 1987. Quirópteros da região de Manaus, Amazonas, Brasil (Mammalia, Chiroptera). Bol. Mus. Pareense Emílio Goeldi, Ser. Zool, 3: 161-182.
- Rodríguez, J. 1998. Mamíferos de la Zona Reservada de Tumbes. En: Wust, W. (Ed.). La Zona Reservada de Tumbes - biodiversidad y diagnóstico



socioeconómico. Fondo Nacional por Las Áreas Protegidas por El Estado (PROFONANPE), Lima. pp. 67–77.

Rosen, B.R. 1988. From fossils to earth history: applied historical biogeography. In: Myers, A.A, Giller P.S. (Eds.). Analytical biogeography. London: Chapman and Hall. pp. 437–481.

Rosen, B.R. 1992. Empiricism and the biogeographical black box: concepts and methods in marine palaeobiogeography. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 92: 171–205.

Santos, M., Aguirre, L, Vázquez, L., Ortega, J. 2003. *Phyllostomus hastatus*. *Mammalian Species*, 722: 1-6.

Simmons, N.B. 1996. A new species of *Micronycteris* (Chiroptera: Phyllostomidae) from Northeastern Brazil, with comments on phylogenetic relationships. *American Museum Novitates* 3158: 1-34.

Simmons, N.B. 2005. Order Chiroptera. In: Wilson, D.E., Reeder, D.M. (Eds.). *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*, 3rd. ed., vol. 1. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. pp. 312-529.

Simmons, N.B., Voss, R. 1998. The Mammals of Paracou, French Guiana: A Neotropical Lowland Rainforest Fauna Part 1. *Bat. Bulletin of The American Museum of Natural History*, 237: 1-219.

Simmons, N.B., Wetterer, A. 2002. Phylogeny and Convergence in Cactophilic Bats. In: Fleming, T., Valiente-Banuet, A. (Eds.). *Columnar Cacti and Their Mutualists: Evolution, Ecology and Conservation*. The University of Arizona Press, Tucson. pp. 87 – 121.

Sneath, P., Sokal, R. 1973. *Numerical taxonomy*. W.H. Freeman and Company, San Francisco. pp. 230-234.

Solari, S., Baker, R. 2006. Mitochondrial DNA sequence, karyotypic, and morphological variation in the *Carollia castanea* species complex (Chiroptera:

- Phyllostomidae), with description of a new species. Occasional Papers, The Museum of Texas Tech University, 254: 1–16.
- Solari, S., Pacheco, V., Luna, L., Velazco, P., Patterson, B.D. 2006. Mammals of Manu Biosphere Reserve. In: Patterson, B.D., Stotz, F., Solari, S. (Eds.). Mammals and Birds of the Manu Biosphere Reserve, Peru. Fieldiana Zoology New Series, 110. pp. 13-22.
- Solari, S., Rodriguez, J.J., Vivar, E. 2002. A framework for assessment and monitoring of small mammals in a lowland tropical forest. Environmental Monitoring and Assessment, 76: 89–104.
- Solari, S; Carrera, J., Tello, C., Baker, R. 2005. Morphological diversity of the genus *Lonchophylla* (Phyllostomidae) in Ecuador and Peru. 35th North American Symposium on Bat Research.
- StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 8. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Stevens, G.C. 1992. The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. American Naturalist, 140: 893-911.
- Swofford, D. 1998. PAUP\*. Phylogenetic Analysis Using Parsimony (\*and Other Methods). Version 4. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Tello, C., Ascorra, C., Pacheco, V. 2008. Diversidad de Murciélagos de la Cuenca de río Napo, Loreto, Perú. I Congreso de la Sociedad Peruana de Mastozoología Cusco-Perú, Libro Resúmenes pp. 115.
- Thomas, R., Thomas, K. 1977. A small-vertebrate thanatocenosis from northern Peru. Biotropica, 9: 131–132.
- Tirira, D. 1999. Mamíferos del Ecuador. Publicación especial N° 2 del Museo de Zoología de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Tirira, D. 2007. Guía de Campo de los mamíferos del Ecuador. Ediciones Murciélago Blanco. Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 6. Quito. 576 pp.

- Trejo-Torres, J.C., Ackerman, J.D. 2001. Biogeography of the Antilles based on a parsimony analysis of orchid distributions. *Journal of Biogeography*, 28: 775–794.
- Velazco, P. 2005. Morphological phylogeny of the bat genus *Platyrrhinus* Saussure, 1860 (Chiroptera: Phyllostomidae) with the description of four new species. *Fieldiana: Zoology New Series*, 105: 1–53.
- Velazco, P., Patterson B.D. 2008. Phylogenetics and biogeography of the broad-nosed bats, genus *Platyrrhinus* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 49(3): 749–759.
- Vivar, S.E. 2006. Análisis de distribución altitudinal de mamíferos pequeños en el Parque Nacional Yanachaga Chemillén, Pasco, Perú. Tesis para optar el grado académico de Magister en Zoología con mención en Sistemática y Evolución. Unidad de Postgrado de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos.xiii+1-103 pp.
- Voss, R., Emmons, L. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 230: 1-115.
- Wetterer, A., Rockman, M., Simmons, N. 2000. Phylogeny of Phyllostomid Bats (Mammalia: Chiroptera): Data from diverse Morphological Systems, Sex Chromosomes, and Restriction Sites. *Bulletin of The American Museum of Natural History*, 248: 1-200.
- Williams, S., Genoways, H. 2007 Subfamily Phyllostominae. In: Gardner, A. (Ed.). *Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. University of Chicago Press. pp. 255-300.
- Willig, M.R., Presley, S.J., Bloch, C.P., Hice, C.L., Yanoviak, S.P., Díaz, M.M., Arias, L., Pacheco, V., Weaver, S.C. 2007. Phyllostomid bats of lowland amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica*, 39(6): 737–746.
- Wilson, D.E. 1978. *Thyroptera discifera*. *Mammalian Species*, 104: 1-3.

- Wilson, D.E. 2007. Genus *Myotis*. In: Gardner, A. (Ed.). Mammals of South America: Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press. pp. 468-481.
- Wust, W., (ed). 1998. La Zona Reservada de Tumbes — biodiversidad y diagnóstico socioeconómico. The John D. and Catherine C. Mac-Arthur Foundation/Fondo Nacional por Las Áreas Protegidas por El Estado (PROFONANPE), Lima, Perú, 188 pp.
- Yancey, F., Goetze, J., Jone, C. 1998. *Saccopteryx bilineata*. Mammals Species, 851: 1-5.
- Zamora-Jimeno, C. 1996. Las regiones ecológicas del Perú. En: Rodríguez, L.O. (Ed.). Diversidad biológica del Perú, Zonas prioritarias para su conservación. FANPE-GTZ, INRENA, Lima. pp. 137–142.

## Anexo

### Especies vegetales arbóreas presentes en el Parque Nacional Cerros de Amotape

	Nombre científico	Nombre común	Altura promedio (m)	DAP promedio (cm)
<b>Campo Verde</b>				
1.-	<i>Triplaris cumingiana</i> Fisch. & C.A. Mey. ex C.A. Mey. 1845	“Fernán Sánchez”	24	12
2.-	<i>Cavanillesia platanifolia</i> (Bonpl.) Kunth 1821 [1823]	“Pretino”	35	185
3.-	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. 1789	“huásimo”	22	25
4.-	<i>Ficus jacobii</i> Vázq. Avila 1984 [1986]	“matapalo”	30	105
5.-	<i>Ficus sp</i> L. 1753	“higuerón”	35	74
6.-	<i>Ficus sp</i> L. 1753	“higuerón”	35	65
7.-	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh. 1924	“ceibo”	35	180
<b>Naranjal</b>				
1.-	<i>Triplaris cumingiana</i> Fisch. & C.A. Mey. ex C.A. Mey. 1845	“Fernán Sánchez”	25	12
2.-	<i>Cavanillesia platanifolia</i> (Bonpl.) Kunth 1821 [1823]	“Pretino”	35	180
3.-	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. 1789	“huásimo”	20	20
4.-	<i>Ficus jacobii</i> Vázq. Avila 1984 [1986]	“matapalo”	28	60
5.-	<i>Ficus sp</i> L. 1753	“higuerón”	35	40
6.-	<i>Ficus sp</i> L. 1753	“higuerón”	35	34
7.-	<i>Ficus sp</i> L. 1753	“higuerón”	35	35
8.-	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb. 1920	“palo de balsa”	30	38
9.-	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh. 1924	“ceibo”	35	200
<b>Quebrada Faical</b>				
1.-	<i>Triplaris cumingiana</i> Fisch. & C.A. Mey. ex C.A. Mey. 1845	“Fernán Sánchez”	24	10
2.-	<i>Cavanillesia platanifolia</i> (Bonpl.) Kunth 1821 [1823]	“Pretino”	35	170
3.-	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. 1789	“huásimo”	18	25
4.-	<i>Ficus jacobii</i> Vázq. Avila 1984 [1986]	“matapalo”	26	65
5.-	<i>Ficus sp</i> L. 1753	“higuerón”	28	45
6.-	<i>Ficus sp</i> L. 1753	“higuerón”	30	40
7.-	<i>Ficus sp</i> L. 1753	“higuerón”	30	35
8.-	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb. 1920	“palo de balsa”	24	80
9.-	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng. 1825	“polo polo”	20	35
10.-	<i>Simira sp</i> Aubl. 1775	“huápala”	10	10
11.-	<i>Alseis peruviana</i> Standl. 1936	“palo de vaca”	17	45
12.-	<i>Geoffroea striata</i> (Willd.) Morong 1892	“almendro”	20	35
13.-	<i>Pithecellobium excelsum</i> (Kunth) Mart. 1837	“chaquiro”	12	40
14.-	<i>Bougainvillea peruviana</i> Humb. & Bonpl. 1808	“papelillo”	7	10
15.-	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh. 1924	“ceibo”	35	190
16.-	<i>Caesalpinia paipai</i> Ruiz & Pav. 1956	“charán”	15	15
17.-	<i>Pachira sp</i> Aubl. 1775	“ceibo blanco”	20	70

	Nombre científico	Nombre común	Altura promedio (m)	DAP promedio (cm)
18.-	<i>Muntingia calabura</i> L. 1753	“cerezo de monte”	15	25
19.-	<i>Tessaria integrifolia</i> Ruiz & Pav 1798	“pájaro bobo”	10	10
20.-	<i>Mimosa pellita</i> Humb. & Bonpl. ex Willd. 1806	“uña de gato”	5	10
21.-	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms 1934	“palo de ajo”	22	35
22.-	<i>Leucaena trichodes</i> (Jacq.) Benth. 1842	“chapra”	8	10

### La Angostura

1.-	<i>Bursera graveolens</i> (Kunth) Triana & Planch. 1872	“palo santo”	8	20
2.-	<i>Cavanillesia platanifolia</i> (Bonpl.) Kunth 1821 [1823]	“Pretino”	25	80
3.-	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. 1789	“huásimo”	6	25
4.-	<i>Ficus jacobii</i> Vázq. Avila 1984 [1986]	“matapalo”	15	40
5.-	<i>Cordia lutea</i> Lam. 1791	“overo”	4	20
6.-	<i>Loxopterygium huasango</i> Spruce ex Engl. 1883	“hualtaco”	14	45
7.-	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth 1823	“algarrobo”	9	60
8.-	<i>Tabebuia chrysantha</i> G. Nicholson 1887	“oreja de león”	8	25
9.-	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng. 1825	“polo polo”	12	40
10.-	<i>Simira</i> sp Aubl. 1775	“huápala”	4	10
11.-	<i>Tabebuia billbergii</i> (Bureau & K. Schum.) Standl. 1933	“madero negro”	10	24
12.-	<i>Geoffroea striata</i> (Willd.) Morong 1892	“almendro”	10	30
13.-	<i>Pithecellobium multiflorum</i> (Kunth) Benth. 1844	“angolo”	10	40
14.-	<i>Pithecellobium excelsum</i> (Kunth) Mart. 1837	“chaquiro”	6	15
15.-	<i>Bougainvillea peruviana</i> Humb. & Bonpl. 1808	“papelillo”	5	10
16.-	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh. 1924	“ceibo”	25	100
17.-	<i>Caesalpinia paipai</i> Ruiz & Pav. 1956	“charan”	8	15
18.-	<i>Pachira</i> sp Aubl. 1775	“ceibo blanco”	13	35
19.-	<i>Erythrina smithiana</i> Krukoff 1939	“porotillo”	14	45
20.-	<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd. 1806	“faique”	9	25
21.-	<i>Ziziphus thyrsoflora</i> Benth. 1988	“ébano”	9	23
22.-	<i>Eriotheca ruizii</i> (K. Schum.) A. Robyns	“pasallo”	13	46
23.-	<i>Colicodendron scabridum</i> (Kunth) Seem. 1852	“sapote”	8	20
24.-	<i>Capparis crotonoides</i> Kunth 1821	“vichayo”	3	10
25.-	<i>C. mollis</i> Kunth 1821	“frelolillo”	7	20
26.-	<i>Leucaena trichodes</i> (Jacq.) Benth. 1842	“chapra”	6	10

### Rica Playa – Bocana Carrillos

1.-	<i>Bursera graveolens</i> (Kunth) Triana & Planch. 1872	“palo santo”	8	18
2.-	<i>Coccoloba ruiziana</i> Lindau 1890	“añalque”	6	15
3.-	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. 1789	“huásimo”	6	20
4.-	<i>Ficus</i> sp L. 1753	“higueron”	14	35
5.-	<i>Cordia lutea</i> Lam. 1791	“overo”	4	12
6.-	<i>Loxopterygium huasango</i> Spruce ex Engl. 1883	“hualtaco”	14	22
7.-	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth 1823	“algarrobo”	9	25

	Nombre científico	Nombre común	Altura promedio (m)	DAP promedio (cm)
8.-	<i>Tabebuia chrysantha</i> G. Nicholson 1887	"oreja de león"	10	20
9.-	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng. 1825	"polo polo"	11	30
10.-	<i>Tabebuia billbergii</i> (Bureau & K. Schum.) Standl. 1933	"madero negro"	10	20
11.-	<i>Geoffroea striata</i> (Willd.) Morong 1892	"almendro"	10	25
12.-	<i>Pithecellobium multiflorum</i> (Kunth) Benth. 1844	"angolo"	10	30
13.-	<i>Pithecellobium excelsum</i> (Kunth) Mart. 1837	"chaquiro"	7	10
14.-	<i>Bougainvillea peruviana</i> Humb. & Bonpl. 1808	"papelillo"	5	10
15.-	<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh. 1924	"ceibo"	24	80
16.-	<i>Caesalpinia paipai</i> Ruiz & Pav. 1956	"charan"	6	12
17.-	<i>Erythrina smithiana</i> Krukoff 1939	"porotillo"	14	30
18.-	<i>Ziziphus thyrsoflora</i> Benth. 1988	"ébano"	8	15
19.-	<i>Eriotheca ruizii</i> (K. Schum.) A. Robyns	"pasallo"	14	25
20.-	<i>Colicodendron scabridum</i> (Kunth) Seem. 1852w	"sapote"	9	18
21.-	<i>Capparis mollis</i> Kunth 1821	"frelolillo"	7	16
22.-	<i>Leucaena trichodes</i> (Jacq.) Benth. 1842	"chapra"	6	10